



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
MESTRADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

MARIA ISABELA BATISTA CLEMENTE

**ESPÉCIES FITORREMEIADORAS EM SOLOS HIPERSALINOS DO ESTUÁRIO NO
RIO APODI-MOSSORÓ (RN)**

MOSSORÓ

2021

MARIA ISABELA BATISTA CLEMENTE

**ESPÉCIES FITORREMEIADORAS EM SOLOS HIPERSALINOS DO ESTUÁRIO NO
RIO APODI-MOSSORÓ (RN)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de “Mestre em Manejo de Solo e Água”.

Linha de Pesquisa: Impactos ambientais pelo uso do solo e da água

Orientador: Marcelo Tavares Gurgel, Prof. Dr.

Coorientador: Renato de Medeiros Rocha, Dr.

MOSSORÓ

2021

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei n° 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei n° 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

C626e Clemente, Maria Isabela Batista.
ESPÉCIES FITORREMEIADORAS EM SOLOS
HIPERSALINOS DO ESTUÁRIO NO RIO APODI-MOSSORÓ (RN)
/ Maria Isabela Batista Clemente. - 2021.
54 f. : il.

Orientador: Marcelo Tavares Gurgel.
Coorientador: Renato de Medeiros Rocha.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Manejo de Solo e Água, 2021.

1. Ambiente estuarino. 2. Planta halófitas. 3.
Remoção de sais. 4. Metais pesados. I. Tavares
Gurgel, Marcelo, orient. II. de Medeiros Rocha,
Renato, co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo autor(a).
Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

MARIA ISABELA BATISTA CLEMENTE

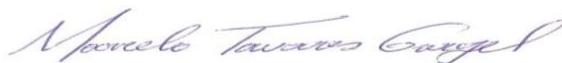
**ESPÉCIES FITORREMEIADORAS EM SOLOS HIPERSALINOS NO ESTUÁRIO
DO RIO APODI-MOSSORÓ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de “Mestre em Manejo de Solo e Água”.

Linha de Pesquisa: Impactos ambientais pelo uso do solo e da água

Defendida em: 30 / 08 / 2021.

BANCA EXAMINADORA



Marcelo Tavares Gurgel, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente


Prof. Dr. Renato de Medeiros Rocha

Coorientador



Kaline Dantas Travassos, Dra (UFERSA)
Membro Examinador



Lucas Ramos da Costa, Prof. Dr. (FACENE)
Membro Examinador

(In Memoriam).

A minha saudosa mãe (Maria Helena) que onde ela está, sei que estás feliz pela minha conquista.

Agradeço a DEUS, minha irmã Marilha Gabriela, meu pai (José Wilson), ao meu namorado Hélio e meu cunhado Victor. (presentes)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS, pelo dom da vida, por me permitir em vivenciar de tamanha vitória e por não me abandonar em nenhum momento. Mesmo, em meio a tantos desafios, estou concretizando mais um objetivo, a conclusão do mestrado em Manejo de Solo e Água.

Agradeço a minha família, em especial, a minha saudosa Mãe, Maria Helena Batista Clemente (*in memoriam*), desde da graduação estava sempre me apoiando, hoje ela não está mais entre nós, mais sei que onde ela encontra-se está muito feliz em ver que cheguei até onde estou, pelos esforços dela. Mãe, sou grata por todos os ensinamentos que a senhora fez questão de sempre frisar, “estude e seja você sempre”.

Agradeço, ao meu pai, José Wilson Clemente, que se fez presente em todos os momentos, a minha irmã Marilha Gabriela, que compartilhou todos os momentos de alegrias e angústias e ao meu cunhado Victor Oliveira. Ao meu companheiro, Hélio Andrade, que esteve presente em todas as horas, sempre disposto a me ajudar e aguentou meus estresses, obrigada por ser paciente.

Agradeço, ao meu amigo William Gama, que sempre tinha uma palavra de incentivo. Aos meus colegas da pós-graduação, pelos momentos de estudos e confraternizações. Em especial a Helena Maria, que além de colega e amiga, dividimos moradia e compartilhamos de diversos momentos.

Agradeço ainda, a Eric Moraes, Renata Torquato, Roberto Alves e Rodrigo Rafael, por todos momentos compartilhados, de aprendizado e alegrias. Agradeço pelas amigadas de Vanessa Pires, Gabriela Carvalho e Leonardo Vieira, pelos momentos de muitas risadas no cafezinho da tarde. Também agradeço, a bolsista de iniciação científica Ingrid Lima, que me ajudou no decorrer do desenvolvimento da pesquisa em campo e laboratório.

Ao meu orientador Marcelo Tavares Gurgel que me acolheu no seu grupo e acreditou na minha capacidade de realizar o trabalho e ao meu coorientador Renato de Medeiros Costa por possibilitar a realização da pesquisa.

Agradeço, a Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA por possibilitar a realização das atividades da pesquisa; ao programa de Manejo de Solo e Água e todos os docentes e técnicos do programa, em especial ao professor José Francismar de Medeiros, que permitiu acesso ao seu laboratório, para realização das análises.

Agradeço ainda, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa, durante todo o período do mestrado. Quero agradecer a banca por ter aceitado em participar desse momento e contribuir para aprimoração do trabalho.

Enfim, quero agradecer aqui a todos (as), que de certa forma contribuíram e fizeram parte de forma direta e indireta para essa conquista. Gratidão, à Deus pela vida e por ter tido a oportunidade de compartilhar essa conquista, ao lado de todos vocês.

OBRIGADA!

A maior aventura de um ser humano é viajar, e a maior viagem que alguém pode empreender. É para dentro de si mesmo.

E o modo mais emocionante de realizá-la é ler um livro, pois um livro revela que a vida é o maior de todos os livros. Mas é pouco útil para quem não souber ler nas entrelinhas. E descobrir o que as palavras não disseram...

Augusto Cury

RESUMO

Os ambientes hipersalinos são locais que possuem um elevado potencial natural, favorecendo importantes serviços ecológicos e econômicos. A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas que conseguem sequestrar sais ou imobilizar poluentes no solo. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade de fitorremediação das espécies halófitas *Batis maritima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L., em solos hipersalinos do estuário do Rio Apodi-Mossoró. As coletas foram realizadas em três pontos no decorrer do estuário do Rio Apodi-Mossoró na região do Litoral da Costa Branca Potiguar. Para determinar as unidades de coletas de solo e das espécies, o estuário foi subdividido entre início à área (A1), no meio à área (A2) e no final a área (A3). Tendo um delineamento inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas, sendo a coleta do solo as parcelas e as espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) as subparcelas, com 3 repetições e 4 unidades experimentais. Os tratamentos foram constituídos de dois fatores, o primeiro: solo de áreas hipersalinas coletados na A1, A2 e A3, na profundidade de 0-20 cm; o segundo fator corresponde as duas espécies (E1 e E2), totalizando 6 tratamentos, e cada tratamento foi composto com 4 unidades experimentais dentro de cada repetição. As variáveis analisadas nas plantas foram, Na^+ , Cl^- . Nos solos foram avaliadas as seguintes variáveis: pH, CEes e RAS, ambos no extrato de saturação, Na^+ trocável, CTC e PST; e os metais pesados no solo e na planta, foram: Ferro (Fe^{+3}); Manganês (Mn^{+2}); Níquel (Ni^{+2}); Cádmio (Cd^{+2}) e Chumbo (Pb^{+2}). De acordo com os resultados obtidos, constatou que as espécies halófitas *Batis maritima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L., apresentaram uma correlação positiva do Cl^- com Na^+ e os metais pesados analisados. Observou-se que as espécies E1 e E2, apresentam um potencial de suportar concentrações de Na^+ em campo de 16.128 mg/dm^3 . Na área A1, ambas as espécies apresentaram maiores valores de Na^+ , Cl^- , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Cr^{+3} , Cd^{+2} , Ni^{+2} e Pb^+ , sendo toleráveis a ambientes contaminados com metais pesados. Com base nesse estudo, as espécies são tolerantes a metais pesados e adaptadas a ambiente com alta salinidade, sendo propícias para fitorremediação, especificamente a fitoextração para recuperação de solos afetados com sais e metais pesados.

Palavras-chave: Ambiente estuarino. Planta halófitas. Remoção de sais. Metais pesados.

ABSTRACT

Hypersaline environments are places that have a high natural potential, favoring important ecological and economic services. Phytoremediation is a technique that uses plants that can sequester salts or immobilize pollutants in the soil. This study aimed to evaluate the phytoremediation capacity of halophyte species to *Batis maritima* L. and *Sesuvium portulacastrum* L., in hypersaline soils of the Apodi-Mossoró river estuary. Collections were carried out at three points along the Apodi-Mossoró River estuary in the coastal region of Costa Blanca Potiguar. To determine the soil and species collection units, the estuary was subdivided into beginning area (A1), middle area (A2) and end area (A3). Having a completely randomized design in a split-plot scheme, the plots being collected from the soil and the species *Batis maritima* L. (E1) and *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) the subplots, with 3 replications and 4 experimental units. The treatments consisted of two factors, the first: soil from hypersaline areas collected in A1, A2 and A3 at a depth of 0-20 cm; the second factor corresponds to the two species (E1 and E2), totaling 6 treatments, and each treatment consisted of 4 experimental units within each repetition. The variables analyzed in the plants were, Na^+ , Cl^- . In soils, the following variables were evaluated: pH, CEes and RAS, both in the saturation extract, exchangeable Na^+ , CTC and PST; and the heavy metals in the soil and in the plant were: Iron (Fe^{+3}); Manganese (Mn^{+2}); Nickel (Ni^{+2}); Cadmium (Cd^{+2}) and Lead (Pb^{+2}). According to the obtained results, it was verified that the halophyte species *Batis maritima* L. and *Sesuvium portulacastrum* L., presented a positive correlation of Cl^- with Na^+ and the analyzed heavy metals. It was observed that species E1 and E2 have a potential to support Na^+ concentrations in the field of $16,128 \text{ mg/dm}^3$. In area A1, both species presented higher values of Na^+ , Cl^- , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Cr^{+3} , Cd^{+2} , Ni^{+2} and Pb^+ , being tolerable to environments contaminated with heavy metals. Based on this study, the species are tolerant to heavy metals and adapted to an environment with high salinity, being suitable for phytoremediation, specifically phytoextraction for the recovery of soils affected by salts and heavy metals.

Keywords: Estuarine environment. Halophyte plant. Removal of salts. Heavy metals.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo.....	27
Figura 2. A: Trado holandês; B: Sacos de plástico e de papel.....	27
Figura 3. Demonstração das coletas.	28
Figura 4. A: Coleta do solo com o trado holandês; B: armazenamento e homogeneização do solo.	28
Figura 5. A: amostra de solo em sacos plásticos; B: amostras úmidas em bandejas descartáveis de alumínio; C: destorroamento; D: Rolo de madeira. E: Processo de destorroar, com o rolo de madeira. F: armazenamento em potes de plásticos.	30
Figura 6. Funil Kitassato e bomba de vácuo; massa do solo com aspecto brilhante (pasta de saturação).....	31
Figura 7. A: pHmetro de bancada; B: condutivímetro digital; C: fotômetro de chama; D: Espectrômetro de Absorção Atômica-EAA.	32
Figura 8. A: <i>Batis marítima L.</i> ; B: <i>Sesuvium portulacastrum L.</i>	34
Figura 9. A: coleta das espécies; B: espécies em sacos de papel em estufa a 65°C; C: moinho de facas; D: amostras armazenadas em sacos de plásticos com lacre.	34
Figura 10. A: tubos com as 0,5 g de pó das espécies; B: forno micro-ondas; C: processo de retirada do extrato dos tubos, adição de água deionizada e filtragem.	35
Figura 11. A: Coloração inicial; B: Coloração vermelha após titulação com nitrato de prata.	36
Figura 12. Dados referente a Condutividade elétrica do extrato de saturação - CEes (A). Potencial Hidrogênio iônico - pHes (B). Capacidade de troca catiônica - CTC (C). Percentual de sódio trocável - PST (D). Razão de adsorção de sódio - RAS (E), referente aos cátions trocáveis dos solos (solo da <i>Batis marítima L.</i> - SB) e (solo da <i>Sesuvium portulacastrum L.</i> - SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).no solo da <i>Batis marítima L.</i> (SB) e no solo da <i>Sesuvium portulacastrum L.</i> (SS).	38
Figura 13. Dados de Sódio - Na ⁺ (A). Manganês - Mn ⁺² (B). Fe ⁺³ (C)., referente aos cátions trocáveis dos solos (solo da <i>Batis marítima L.</i> - SB) e (solo da <i>Sesuvium portulacastrum L.</i> - SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).	40
Figura 14. Dados referentes aos metais pesados, cádmio – Cd (A), cromo – Cr (B), níquel – Ni (C) e chumbo – Pb (D). inerentes aos cátions trocáveis dos solos (solo da <i>Batis marítima</i>	

L. - SB) e (solo da *Sesuvium portulacastrum* L. - SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).41

Figura 15. Correlação Pearson (A) e análise de componente principal dos elementos trocáveis do solo (B) de todas as variáveis estudadas (Na^+ = sódio, Cl^- = cloro, Mn^{+2} = manganês, Fe^{+3} = ferro, Cr^{+3} = cromo, Ni^{+2} = níquel, Cd^{+2} = cádmio e Pb^{+2} = chumbo, pHes= potencial hidrogênio do extrato de saturação, CEes= condutividade elétrica do extrato de saturação), CTC = capacidade de troca de cátions, PST= percentual de sódio trocável, RAS= razão de adsorção do sódio) dos solo *Batis maritima* L. (SB) e solo *Sesuvium portulacastrum* L. (SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).42

Figura 16. Dados de sódio (Na^+) (A). Cloro (Cl^-) (B). Manganês (Mn^{+2}) (C). Ferro (Fe^{+3}) (D), no extrato nítrico das espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2), nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).44

Figura 17. Dados inerentes aos metais pesados, Cádmio – Cd^{+2} , (A). Cromo – Cr^{+3} , (B). Níquel – Ni^{+2} (C). Chumbo – Pb^{+2} (D). no extrato nítrico das espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2), nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).45

Figura 18. Correlação Pearson (A) e análise de componente principal (B) de todas as variáveis estudadas (Na^+ = sódio, Cl^- = cloro, Mn^{+2} = manganês, Fe^{+3} = ferro, Cr^{+3} = cromo, Ni^{+2} = níquel, Cd^{+2} = cádmio e Pb^{+2} = chumbo) das espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário).46

Figura 19. Análise de componente principal dos elementos da planta e trocáveis do solo de todas as variáveis estudadas (Na^+ = sódio, Cl^- = cloro, Mn^{+2} = manganês, Fe^{+3} = ferro, Cr^{+3} = cromo, Ni^{+2} = níquel, Cd^{+2} = cádmio e Pb^{+2} = chumbo, pHes= potencial hidrogênio do extrato de saturação, CEes= condutividade elétrica do extrato de saturação), CTC = capacidade de troca de cátions, PST= percentual de sódio trocável, RAS= razão de adsorção do sódio) dos solos e espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).47

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Relação entre a técnica de fitorremediação e contaminantes.	22
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A1	Início
A2	Meio
A3	Final
Ag	Prata
Art	Artigo
Ca ²⁺	Cálcio
CEes	Condutividade elétrica do extrato de saturação
Cl ⁻	Cloreto
Cs	Césio
Cd ⁺²	Cádmio
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cr ⁺³	Cromo
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
Cu	Cobre
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
Dra	Doutora
Dr	Doutor
E1	<i>Batis maritima</i> L.
E2	<i>Sesuvium portulacastrum</i> L.
EAA	Espectrômetro de Absorção Atômica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EPI	equipamentos de proteção individual
Fe ⁺³	Ferro
HCB	Hexaclorobenzeno
Hg	Mercúrio
K ⁺	Potássio
LASAPSA	Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta do Semiárido
M	Massa da amostra de solo
Mg ²⁺	Magnésio

Mn ⁺²	Manganês
Mo	Molibdênio
Na ⁺	Sódio
Ni ⁺²	Níquel
Nº	Número
°C	Graus Celsius
Pb ⁺²	Chumbo
pH	potencial Hidrogênio iônico
Prof.	Professor
Pu	Plutônio
PCBs	Bifenilos policlorados
PCP	Pentaclorofenol
PS	Percentagem de água na pasta de saturação
PST	Percentagem de Sódio Trocável
RAS	Razão de adsorção de Sódio
RN	Rio Grande do Norte
SB	solo da <i>Batis maritima</i> L.
SS	solo da <i>Sesuvium portulacastrum</i> L.
Se	Selênio
Sr	Estrôncio
TCE	Tricloroetileno
TFSA	Terra fina seca ao ar
TNT	Trinitrotuleno
U	Urânio
UFERSA	Universidade Federal Rural do Semiárido
V	Volume de água gasto
Zn ⁺	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	19
2.1 Estuários Hipersalinos.....	19
2.1.1 Estuário do rio Apodi-Mossoró	19
2.2 Metais Pesados	20
2.3 Fitorremediação	21
2.3.1 Fitoextração	23
2.3.2 Fitoestabilização	23
2.3.3 Fitovolatilização.....	24
2.3.4 Fitodegradação.....	25
3 MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1 Localização e características do estudo.....	26
3.2 Coletas das amostras de solos e das espécies de plantas estudadas.....	26
3.3 Delineamento experimental	27
3.4 Análises do solo	29
3.4.1 Cátions Solúveis	31
3.4.2 Cátions Trocáveis	33
3.5 Análises iônicas das espécies de plantas.....	34
4 ANÁLISES ESTATÍSTICA	36
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 Variáveis inerentes ao solo	36
5.1.1 Avaliação dos cátions solúveis e trocáveis	36
5.2 Concentrações iônicas nas espécies <i>Batis maritima</i> e <i>Sesuvium portulacastrum</i>.....	42
6 CONCLUSÕES.....	48
REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

Sabe-se da importância dos recursos naturais, em especial os solos que são responsáveis pela sustentação de todos os ecossistemas existentes. As áreas hipersalinas, que se localizam nos estuários são ecossistemas de transição entre o continente e o oceano, ou seja, áreas de encontro dos rios com o mar, sendo essencial para a realização das funções ecológicas e suporte para as atividades econômicas, além de possuir uma beleza natural paisagística (Miranda et al., 2012).

As áreas hipersalinas têm uma função essencial, por possuir um elevado potencial natural, favorecendo importantes serviços ecológicos e econômicos. Segundo Costa et al., (2010), essas áreas apresentam elevado potencial ecológico/natural, que contribuiu para o desenvolvimento de uma série de atividades econômicas, principalmente: a indústria salineira, extração petrolífera, carcinicultura e turismo.

Esse ambiente embora desprovido de vegetação vascular típica do ecossistema atua como reservatório de nutrientes e suporte para fases de ciclos biológicos de espécies da fauna associada ao manguezal, realizando diversas funções indispensáveis para à manutenção da zona costeira, a qual pode identificar vegetação de porte herbáceo como, por exemplo, a *Sesuvium portulacastrum* L. e *Batis maritima* L. e de micro-organismos como algas, que são adaptadas às condições físico-químicas dominantes (Debez et al., 2010; BRASIL, 2018).

No Rio Grande do Norte-RN, o estuário do Rio Apodi-Mossoró, localizado no litoral setentrional, é considerado hipersalino, favorecendo o desenvolvimento da atividade salineira, devido os fatores condicionantes, como clima semiárido, classes de solos e planície hipersalina (Costa et al., 2021). Visto a necessidade de estudos sobre a importância desse ambiente para uma melhor compreensão sobre os solos hipersalinos, como também a identificação de espécies fitorremediadoras como uma alternativa para áreas inexploradas com excesso de sais ou metais pesados (Debez et al., 2010; Costa, 2018; Medeiros et al., 2018).

Essas áreas apresentam um elevado potencial ecológico, visto aos ecossistemas associados, que desempenham inúmeros serviços ambientais (Costa et al., 2014). Presume que, a fitorremediação apresenta diversas técnicas, cada uma com características diferenciadas, especializadas em determinado tipo de contaminante ou na remediação de meios específicos, tais como, a fitoextração; a fitodegradação; a fitovolatilização e a fitoestabilização (Mejía et al., 2014).

Sendo assim, insere-se a necessidade de contribuições científicas sobre fitorremediação, que poderão auxiliar na elaboração e aplicação na diminuição de sais e metais pesados de solos não explorados, abandonados e etc, com uso de plantas que conseguem sequestrar ou imobilizar poluentes. É uma técnica que oferece uma série de instrumentos flexíveis e menos ofensivos ao meio ambiente que permitem gerenciar a remediação de áreas contaminadas, visando reduzir custos e potencializar a reutilização da área afetada após a conclusão do processo remediativo (Mejía et al., 2014).

Com isso, há necessidade de aprofundar em estudos com espécies fitorremediadoras, tendo em vista a sua capacidade de se adaptarem a alta salinidades, além de acumular quantidades elevadas de sais em seus tecidos e possuir a habilidade de extrai-los do solo (Debez et al., 2008; Santos et al. 2011; Costa et al., 2014). As espécies fitorremediadoras podem ser utilizadas em solos salinos, como também poluídos por metais pesados, que é uma das razões pela diminuição do rendimento agrícola. Estudos já realizados em países como da Índia, evidenciaram que espécies halófitas são utilizadas para fitorremediar a poluição por metais pesados (Sharma et al., 2010).

As plantas halófitas são espécies de ambientes aos quais são afetados naturalmente por salinidade na parte da raiz ou por névoa salina de semidesertos salinos, pântanos de mangue e praias. Essas espécies são utilizadas em estudos para fitorremediação de ambientes contaminados tanto por metais pesados e sais (Agoramoorthy et al., 2008).

O uso de espécies halófitas como a *Batis marítima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L. são plantas suculentas, nativas de locais como salina, faixa litorânea e embocaduras de rios. As halófitas nos últimos anos vem sendo estudadas como espécies modelo na tolerância ao sal, como também para forragem e biomassa e desenvolvimento de sistemas de cultivo que usam água salina ou melhoram os solos salinizados e como remediadoras de solos poluídos por metais pesados (Shabala et al., 2013; Van Oosten & Maggio, 2015; Lokhande et al., 2015; Taiz et al., 2017).

Assim, a necessidade de aprimorar os estudos sobre a fitorremediação com intuito de buscar alternativas de recuperação de áreas afetadas com o aumento das concentrações de elementos tóxicos. já que podem alterar a funcionalidade, biodiversidade e sustentabilidade dos ecossistemas. Tendo como objetivo geral, avaliar a capacidade de fitorremediação das espécies halófitas a *Batis marítima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L., em solos hipersalinos do estuário do Rio Apodi-Mossoró.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Estuários Hipersalinos

Os Estuários hipersalinos são ambientes de transição entre os sistemas continentais e oceanos. Se diferenciam dos demais estuários em razão da evaporação exceder a entrada de água doce ao sistema. Esse ambiente pode ser considerado um corpo d'água costeiro que fica permanentemente ou periodicamente aberto ao mar, ocorrendo uma variação de salinidade, provocada pela mistura da água salgada com água doce (Pritchard, 1967; Andutta et al., 2011; Estrela, Chaves, Silva, 2018).

Sabe-se que, os estuários são ecossistemas de interesse global, isso devido as suas características químicas, físicas e biológicas, que auxiliam no crescimento de muitas plantas e animais, além de interesse econômico. Em virtude da sua dinâmica em relação as marés, suas variáveis físico-química definido pelas flutuações da salinidade, pH, temperatura, e outros parâmetros que ocasionam alterações significativas nesse ambiente (Imperial et al., 1993, Pereira, 2018).

Esse ambiente hipersalino, pode-se caracterizar por possuir uma alta biodiversidade, que atua como habitats para criação, produção e reprodução de espécies aquáticas e também bens e serviços ambientais para as populações (Constanza et al., 2014). Além de ser essencial para fins econômicos como atividades salineiras, petrolífera, carcinicultura e atividades turísticas, controle de erosão e proteção costeiro (Costa, 2018; Boerema; Meire, 2016).

Com tal características, Pereira (2018) destaca que os estuários tropicais semiáridos constituem um ambiente de relevante interesse no mundo, que engloba parte do Nordeste brasileiro. Esta condição semiárida não atinge apenas o interior dos estados, mas também a faixa litorânea de Piauí, Ceará e Rio Grande do Norte. Essa área estuarina, tem uma hipersalinidade bastante comum, por causa das condições naturais que ocorrem nesse ambiente, como, a perda de água por evaporação é elevada e a entrada de água doce é insuficiente nessas áreas (Potter et al., 2010).

2.1.1 Estuário do rio Apodi-Mossoró

A zona estuarina do Rio Apodi-Mossoró equivale aos trechos de planície de inundação flúvio-marinha, estendendo-se a uma área de aproximadamente 368 km². É uma zona submetida a um regime de marés semidiurnas, com inundações sazonais de mesomarés e com

a formação de gradiente salino (Costa, 2010), sendo inserida nos municípios de Mossoró, Grossos e Areia Branca, ambos na região semiárida do RN.

Nesse ambiente, observa-se não apenas um ecossistema de manguezal, têm-se a ocorrência mais dois ecossistemas que são bem característicos, como o salgado e o apicum. A ocorrência da planície hipersalina, relacionada a transição do ambiente flúvio-marinho e o ecossistema de manguezal, formando uma zona salgada e que é possível observar comunidade vegetal halófito herbácea (Costa et al., 2021).

O estuário do Rio Mossoró é um ambiente que vem passando por diversas alterações ambientais, motivo esse, que as atividades econômicas realizam monitoramentos da área e viabilizam estudos para a recuperação e preservação das espécies existentes. Principalmente pelas condições naturais, visto que nesse ambiente há organismos extremófilos, ou seja, que vivem em condições intensas de temperatura, acidez ou salinidade (Tortora et al., 2003; Rocha, 2007).

Sabe-se ainda que nesses ambientes sucedem amplas variações ambientais, tanto de maneira natural como por atividades antrópicas, facilitando o aumento da concentração de metais pesados (Azevedo e Chasin, 2003). Quando ocorre contaminação por metais pesados, normalmente são geradas concentrações potencialmente tóxicas, expondo populações e causando acumulação nos organismos.

2.2 Metais Pesados

Os metais presentes no solo têm origem natural ou antropogênica. Sobre a forma natural, decorrem a partir de minerais primários constituintes de rochas ígneas ou sedimentares, com a ação do intemperismo, já os metais pesados no solo decorrentes das atividades antrópicas, atualmente é considerado como a principal fonte para o aumento dos níveis dos poluentes no solo e água, (Souza; Morassuti; Deus, 2018).

Os metais encontram-se em diferentes compartimentos ambientais, como ar, água, solos, sedimentos ou amostras biológicas, e seus valores quando com nível de exigência superior, apresentam potencial para toxicidade do local (Silva et al., 2019). Em estudo sobre metais pesados Alengebawy, Qureshi e Wang (2021), ressalta que o problema em relação a contaminação por metais pesados é um assunto urgente e que necessita de ações radicais e práticas, que venham reduzir os riscos que causam ao meio ambiente.

Quando encontrado em excesso no solo, os metais pesados como Cádmio - Cd, Cromo - Cr, Ferro - Fe, Manganês - Mn, Níquel - Ni e Chumbo - Pb, são capazes de inibir o crescimento das plantas devido a toxicidade (Abreu et al., 2002, Agoramoorthy, Chen e Hsu, 2008). Esses elementos constando no organismo do solo, expressam um potencial poluente, principalmente relacionado a disponibilidade para as plantas em níveis tóxicos, ocasionando a transferência desse elemento para cadeia alimentar, contaminação das águas superficiais e subterrâneas. O acúmulo desses elementos químicos nas plantas decorre da interação entre alguns fatores como o solo, a espécie, a maturação e clima, mas um dos principais fatores é relacionado ao seu potencial de absorção, já que difere entre espécies vegetais (Oliveira e Mattiazzo, 2001, Anjos e Mattiazzo, 2001, Silva et al., 2019).

2.3 Fitorremediação

O Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA na Resolução N° 463 de 2014, que dispõe sobre o controle ambiental de produtos destinados à remediação. No Art 1º no inciso V, define fitorremediador como: “vegetal empregado como remediador com a finalidade de remover, imobilizar ou reduzir o potencial de contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes no solo ou na água”.

A utilização da técnica de fitorremediação para o tratamento de áreas contaminadas, que emprega espécies vegetais com o intuito de reduzir a concentração de poluentes tóxicos ou de excesso de sais, proporcionando níveis seguros para meio ambiente e a saúde humana, detendo ou dificultando a propagação de substâncias nocivas (Pilon-Smith, 2005; Baldantoni et al., 2014).

As técnicas biológicas, dentre elas a fitorremediação que nas condições brasileiras vêm se apresentando como uma técnica promissora, sobretudo no tocante a biodiversidade e o clima tropical do País (Marques; Aguiar; Silva, 2011). Para a eficácia dessa técnica é de fundamental importância a interação entre plantas, poluente e solo, visto que, são diversos mecanismos necessários para a descontaminação de áreas poluídas, por conseguinte, os organismos, que quando as plantas apresentam maneiras distintas em relação à remoção, imobilização ou transformação, relacionado a poluentes específicos (Coutinho et al., 2011).

Para Santos et al., (2011) as vantagens sobre a fitorremediação estão relacionadas com o custo inferior as técnicas tradicionais e a facilidade em monitorar as plantas em relação a microrganismos. Já em relação as desvantagens, à uma possibilidade das espécies empregadas se tornarem plantas daninhas, a influência do clima e das condições da atuação do solo no

crescimento das plantas na área. Ainda conforme tais autores, é preciso um maior estudo em relação à utilização da técnica mediante a uma ação conjunta de profissionais e com isso identificar o melhor método para remediação e recuperação de cada tipo de solo.

Dentre os tipos de fitorremediação, alguns dos principais são: Fitoextração, é um processo que utiliza a remediação por meio da remoção de contaminantes do solo e em seguida a retenção no tecido vegetal; Fitoestabilização, nesta técnica as espécies utilizadas estabilizam ou mobilizam os poluentes, assim reduzindo a migração dos contaminantes no solo, com isso prevenindo a migração do mesmo por perdas do solo via erosão ou lixiviação; Fitovolatilização, refere ao movimento de um determinado contaminante fora do solo, sedimentos, lodo ou da água subterrânea, sendo transportado para atmosfera pela planta; Fitodegradação é uma técnica da fitorremediação que utiliza do metabolismo da planta e microrganismos da rizosfera, com a capacidade de quebrar os contaminantes (Wenzel, 2008; Lamengo e Vidal, 2007; Terry e Bañuelos, 2000). Na tabela 1, lista o tipo de contaminante e os exemplos de quais metais pesados extraídos em cada técnica de fitorremediação.

Tabela 1. Relação entre a técnica de fitorremediação e contaminantes.

Técnica de Fitorremediação	Contaminante	
	Tipo	Exemplos
Fitoextração	Inorgânicos	Metais (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn) e Radionuclídeos (Sr, Cs, Pu e U)
Fitoestabilização	Inorgânicos	Metais (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn)
Fitovolatilização	Orgânicos	TCE
	Inorgânicos	Metais (Se e Hg)
Fitodegradação	Orgânicos	Hidrocarbonetos, PCP, TCE e PCBs

Fonte: Adaptado de Mejía et al., 2014.

É de suma importância ressaltar que para a eficácia das técnicas citadas e obter resultados plausíveis, é preciso um conhecimento sobre os princípios e aplicações dessas técnicas, assim viabilizando a escolha mais adequada ao local e saber qual contaminante ou áreas hipersalinizada de forma natural ou antropogênica (Silva et al., 2019; Jacques et al., 2007).

Sabe-se que com o aumento de compostos orgânicos e inorgânicos para Silva et al., (2019), são produzidos e consumidos, retratam um cenário que possibilita a incidência na contaminação ambiental, já que são capazes de ocasionarem problemas, tanto para a saúde pública e aos ecossistemas. Sobre esses compostos, os metais são considerados um grupo de grande interesse ambiental, isso ocasionado pela sua aptidão de bioacumulação nos níveis tróficos e sua permanência no solo, concebendo um fator de contaminação.

2.3.1 Fitoextração

A fitoextração é uma técnica de fitorremediação que atua no processo de remediação, com o uso de plantas capazes de acumular nos tecidos os contaminantes que venham ser extraídos do solo, água ou ar (Mejía et al., 2014; Andrade, Tavares e Mahler, 2007). Com isso, observa que é possível utilizar de espécies que realize a absorção de contaminantes através das raízes.

A utilização de espécies halófitas para a fitoextração é uma estratégia de custo benefício para recuperação de solos salino, sódico e contaminados com metais pesados (Qadir et al., (2007) e Silva et al., (2019). A fitoextração é considerada como uma técnica de limpeza *in-situ*, ou seja, que realiza a retirada de contaminantes do local, e se possível, reaproveitar os elementos que tenham utilidade. (Terry e Bañuelos, 2000). A hipersalinidade em estuários, concede a realização de estudo com técnicas de remediação de sais ou contaminantes provenientes de atividades econômicas realizadas ao entorno do estuário (Hemraj et al., 2017).

Sabe-se, que a tecnologia para remediação de contaminantes extraídos é necessário um planejamento para evitar riscos ambientais, exclusivamente quando se trata de metais pesados acumulados nos tecidos da planta (Cunningham, Berti e Huang, 1995; Souza et al., 2011).

2.3.2 Fitoestabilização

A técnica de fitoestabilização, procede com o uso de plantas que estabiliza ou imobiliza os poluentes no solo, assim prevenindo a migração do mesmo por erosão (Lamengo e Vidal, 2007; Terry e Bañuelos, 2000). Percebe que a diferente da fitoextração, as espécies utilizadas na fitoestabilização, refere as que não transloca os contaminantes para parte aérea da planta, como também não mobiliza os contaminantes.

A fitoestabilização tem como objetivo utilizar de plantas que tenham a capacidade de tolerar os metais pesados, possibilitando também a redução da erosão do solo e tendo a capacidade de imobilizar o contaminante no meio (EPA, 2000). Essa técnica apresenta pontos essenciais que devem ser adotados antes e depois de sua aplicabilidade, possibilitando o êxito em sua escolha.

A fitoestabilização dispõem de algumas vantagens e desvantagens: (EPA, 2000, p. 21).

- **Vantagens** - Tem um custo menor; é menos prejudicial do que outros; a revegetação melhora a restauração do ecossistema e; o descarte de materiais perigosos ou biomassa não é necessário.
- **Desvantagens** - Os contaminantes permanecem no local; a vegetação e o solo pode exigir manutenção de longo prazo para evitar a nova liberação dos contaminantes e lixiviação futura; a fitoestabilização pode ser considerada apenas como uma medida provisória.

Para Terry e Bañuelos (2000) reforça que para o uso dessa técnica é preciso compreender o risco do local contaminado, sendo preciso a realização de análises físicas e químicas para uma aplicação da técnica com eficiência.

2.3.3 Fitovolatilização

A fitovolatilização utiliza de espécies de plantas que possibilitem o movimento de determinado contaminante fora do solo, sedimentos, lodo ou da água subterrânea e o deslocamento do mesmo para a atmosfera pela planta (Lamengo e Vidal, 2007; EPA, 2000). As plantas aptas a realizar a fitovolatilização utiliza de microrganismos da rizosfera para contaminantes em compostos voláteis, isso pode ocorrer devido a biodegradação na rizosfera ou a ação direta da planta, que liberar através da superfície das folhas. (Wenzel, 2008; Andrade, Tavares e Mahler, 2007).

Para Santos (2006) os contaminantes liberados para a atmosfera no processo de fitovolatilização não sofrem nenhuma alteração química, em que permanecem em concentrações elevadas e prejudiciais para saúde e meio ambiente. É imprescindível compreender os desafios para aplicabilidade dessa técnica.

A fitovolatilização dispõem das seguintes vantagens e desvantagens, como: (EPA, 2000).

- **Vantagens** - Os contaminantes podem ser transformados em formas menos tóxicas, como o mercúrio elementar e o gás selenito dimetílico e; contaminantes ou metabólitos liberados para a atmosfera pode estar sujeito a processos de degradação natural mais eficazes ou rápidos.
- **Desvantagens** - O contaminante ou um metabólito perigoso (como cloreto de vinil formado a partir de TCE) pode ser liberado na atmosfera. O contaminante ou um metabólito perigoso pode se acumular na vegetação e ser transmitido em produtos posteriores, como frutas ou madeira.

Outros autores discutem ainda sobre as desvantagens como Andrade, Tavares e Mahler (2007) debatem que no caso dos inorgânicos, que passam por transformações e misturam à atmosfera, como exemplo o Mercúrio (Hg), pode aumentar o passivo ambiental na biologia molecular da planta.

2.3.4 Fitodegradação

Define-se como fitodegradação como à técnica que utiliza o metabolismo da planta e microrganismos da rizosfera para conseguir a quebra de contaminantes (Mcpherson, 2007; Wenzel, 2008; Mejía et al. 2014). Tais mecanismo podem suceder internamente, que refere a processos metabólicos, ou externamente com enzimas produzidas pela própria planta. (Mejía et al. 2014).

Conforme Lamengo e Vidal (2007) a fitodegradação é aplicável para contaminantes de origem orgânica, sendo estes, móveis nas plantas. As enzimas agem sobre o poluente mineralizando completamente os compostos inorgânicos como, dióxido de carbono.

Desta maneira, a fitodegradação oferece como vantagens e desvantagens para sua aplicabilidade, os seguintes pontos: (EPA, 2000).

- **Vantagens** - Degradação pode ocorrer em um ambiente livre de microorganismos, por exemplo, um ambiente em que os microrganismos foram mortos por altos níveis de contaminantes; Plantas são capaz de crescer em solo improdutivo e também em solo que apresenta níveis de concentração tóxicos.
- **Desvantagens** - A presença ou identidade de metabólitos dentro de uma planta pode ser difícil de determinar; assim, a destruição do contaminante pode ser difícil de confirmar.

A EPA (2000) definiu alguns contaminantes para a cuja técnica de fitodegração foi aplicável, sendo o Tricloroetileno - TCE, Trinitrotuleno - TNT, Dicloro-Difenil-Tricloroetano - DDT, Hexaclorobenzeno - HCB, pentaclorofenol – PCP, entre outros.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e características do estudo

Neta pesquisa foram realizadas coletadas em maré baixa em três pontos no decorrer do estuário do Rio Apodi-Mossoró na região do Litoral da Costa Branca Potiguar.

A área de estudo está situada em uma parte da costa brasileira, especificamente no Litoral Setentrional do Estado do Rio Grande do Norte (RN), onde estão localizadas as cidades costeiras de Areia Branca e Grossos. Nessa área encontra-se o desenvolvimento de atividades salineira com suas bacias evaporadoras e cristalizadores, carcinicultura e de áreas de cultivos (Silva, 2016; Aguiar, 2018).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSw^h, (quente e seco), com precipitação pluvial bastante irregular, média anual de 673,9 mm; temperatura de 27 °C e umidade relativa do ar média de 68,9% (Carmo Filho e Oliveira, 1995).

3.2 Coletas das amostras de solos e das espécies de plantas estudadas

Para determinar as unidades de coletas de solo e das espécies no estuário foi subdividido entre início, meio e final, sendo escolhida três salinas instaladas ao longo do estuário, ficando assim disposta: no início do estuário a área A1, no meio à área A2 e no final a área A3, conforme Figura 1.

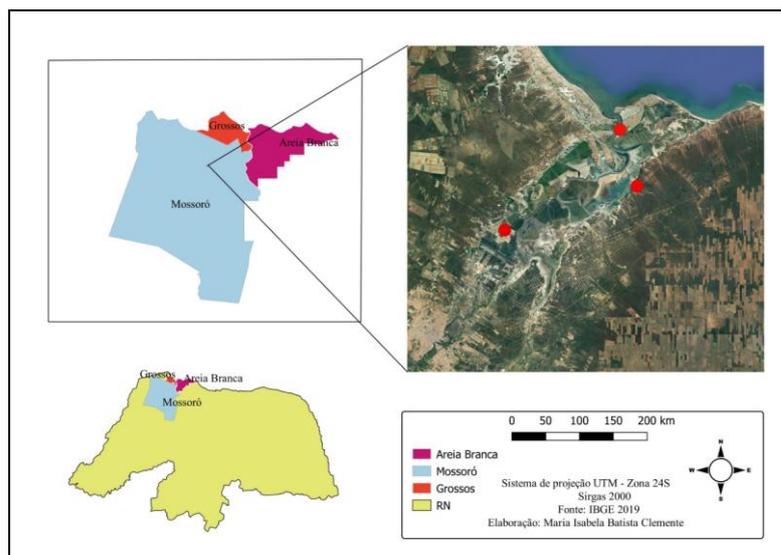


Figura 1. Localização da área de estudo

Os dois primeiros locais (A1 e A2) estão situados no município de Mossoró/RN e o último local (A3) está inserido no município de Areia Branca/RN, ambas as cidades estão situadas na região Semiárida do nordeste brasileiro. As amostras foram coletadas na profundidade de 0-20 cm, com um auxílio de um trado holandês, uma ferramenta manual apropriada para a coleta de solo, como também sacos plásticos para colocar as amostras de solo de ambos os pontos e sendo homogeneizadas. Para as espécies foram utilizados um cultivador de jardim, uma enxada e sacos de papel. (Figura 2).



Figura 2. A: Trado holandês; **B:** Sacos de plástico e de papel.

3.3 Delineamento experimental

A pesquisa foi conduzida em delineamento inteiramente casualizado - DIC em um esquema de parcelas subdivididas, a qual a área de coleta de solo é as parcelas e as espécies as

subparcelas, com 3 repetições e 4 unidades experimentais. Os tratamentos são constituídos de dois fatores, sendo o primeiro fator as áreas hipersalinas coletadas no início (A1), meio (A2) e fim (A3) ao longo do estuário do Rio Apodi-Mossoró na profundidade de 0-20 cm; o segundo fator corresponde as 2 espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2), totalizando 6 níveis de tratamentos. As quatro unidades experimentais foram compostas por coleta de solo e das espécies, com o objetivo de homogeneizar os tratamentos, em cada ponto coletado (Figura 3).

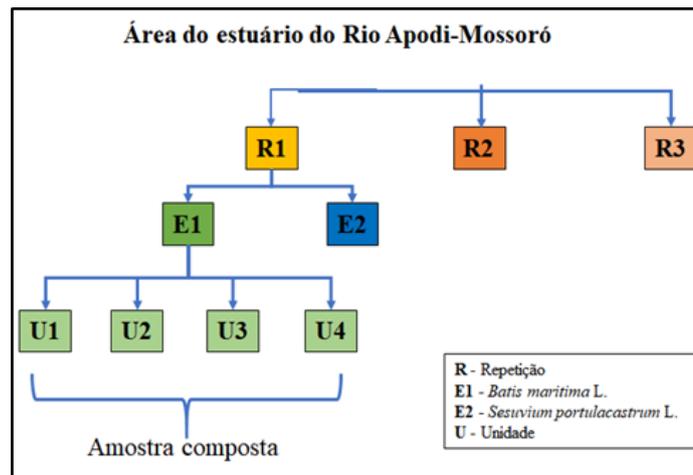


Figura 3. Demonstração das coletas.

As coletas dos solos foram realizadas em diversos pontos ao longo do estuário, em cada ponto demarcado foram realizadas 4 coletas de solos e logo em seguida eram homogeneizadas dentro do saco plástico e amarradas e trazidas para laboratório, mesmo processo foi realizado para as espécies (Figura 4), todo processo de coleta foi acompanhado por um funcionário das salinas.



Figura 4. **A:** Coleta do solo com o trado holandês; **B:** armazenamento e homogeneização do solo.

Os presentes solos foram escolhidos com base no estudo de Costa (2018), onde foram avaliados os atributos químicos e físicos do solo da planície hipersalina do estuário do Rio Apodi-Mossoró.

3.4 Análises do solo

As amostras de solos coletas foram trazidas para o laboratório de processamento de amostra de solo no prédio do Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta do Semiárido - LASAPSA do Departamento de Ciências Agronômicas e Florestais da Universidade Federal Rural do Semiárido - UFRSA, Campus, Mossoró-RN.

As amostras foram expostas em uma bancada dentro dos sacos plásticos, já homogeneizadas, processadas em terra fina seca ao ar – TFSA durante 15 dias, até então com 15 dias, 5 das amostras do solo estavam úmidas sendo preciso colocar em bandejas (Figura 4) descartáveis de alumínio por mais 2 dias. Após a secagem, foram destorroadas com um auxílio de um rolo de madeira, homogeneizadas, peneiradas com malha de 2 mm e armazenadas em potes de plásticos de 500 g, as mesmas foram realizadas análises químicas, com as metodologias adaptadas de Richards (1954), Freire et al., (2016) e Teixeira et al., (2017).



Figura 5. A: amostra de solo em sacos plásticos; B: amostras úmidas em bandejas descartáveis de alumínio; C: destorroamento; D: Rolo de madeira. E: Processo de destorroar, com o rolo de madeira. F: armazenamento em potes de plásticos.

Após o armazenamento do solo, foi dado início aos procedimentos para realização das análises químicas dos cátions solúveis, a partir do extrato de saturação para determinação dos sais solúveis no solo pela medição dos cátions no extrato aquoso, já a salinidade foi estimada pela condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes). Para pasta de saturação pesou-se 150 g de solo de cada amostra e transferido para copos de plásticos de 500 g; em seguida procedeu-se com adição de água deionizada em quantidade inicial de 50 ml em virtude de um solo argiloso e misturando com uma espátula de aço inoxidável e adicionando água aos poucos com uma proveta de 50 ml, procedeu até obter uma massa do solo com aspecto brilhante e a pasta deslizar da espátula suavemente, posteriormente anotou-se o volume de água gasta em cada amostra e deixando em descanso durante uma noite.

Decorrido esse tempo e a pasta com aspecto brilhante e sem acúmulo de água na sua superfície procedeu-se com a transferência da pasta de saturação de solo para um funil de Buckner contendo papel filtro adaptado a um Kitassato de 500 ml. Em seguida aplicou-se a sucção com o uso de uma bomba a vácuo e coletou-se o filtrado em tubos de 50 ml (Figura 6), posteriormente transferido para um recipiente de plástico com tampa. Logo depois, foi

determinado a percentagem da água na pasta de saturação-PS, que foi calculado pela equação 1. (Teixeira et al., 2017)

$$PS = \frac{100 \times V}{m}$$

Eq.1

Em que:

PS = Percentagem de água na pasta de saturação, em %.

V = Volume de água gasto, em ml.

m = Massa da amostra de solo, em g.

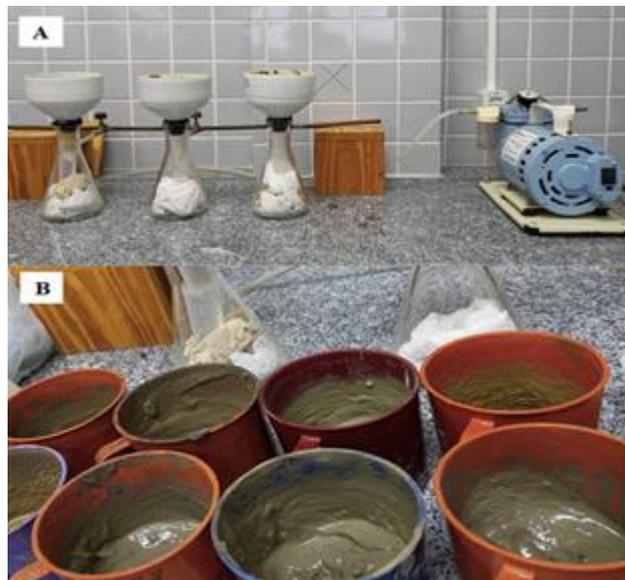


Figura 6. Funil Kitassato e bomba de vácuo; massa do solo com aspecto brilhante (pasta de saturação)

3.4.1 Cátions Solúveis

Para se obter os dados relacionados as características químicas, deu-se início a leitura do potencial Hidrogênio iônico (pH) no extrato de saturação no pHmetro de bancada, logo após procedeu-se a leitura da condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) em $mS.m^{-1}$ e depois convertido em $dS.m^{-1}$, por meio de um condutímetro digital. Posteriormente foi realizada a leitura dos cátions solúveis referente ao Sódio (Na^{+}) e Potássio (K^{+}) no extrato de saturação, onde foram determinados com auxílio do fotômetro de chama, já o Cálcio (Ca^{2+}) e Magnésio (Mg^{2+}) foram determinados no Espectrômetro de Absorção Atômica-EAA, as

leituras do Na^+ e K^+ foram determinados em ppm e o Ca^{2+} e Mg^{2+} em mg/l, ambas as leituras foram convertidas para mmolc L^{-1} (Figura 7). Posteriormente foi possível calcular a Razão de Adsorção de Sódio-RAS do extrato de saturação do solo, pela fórmula descrita na equação 2 (Teixeira et al., 2017).

$$RAS = \frac{Na^+}{\left(\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}\right)^{0,5}}$$

Eq. 2

Em que:

RAS = Razão de adsorção de sódio, $(\text{mmolc L}^{-1})^{0,5}$;

Na^+ = concentração de sódio, mmolc L^{-1} ;

Ca^{+2} = concentração de cálcio, mmolc L^{-1} ;

e Mg^{+2} = concentração de magnésio, mmolc L^{-1} .



Figura 7. A: pHmetro de bancada; B: condutivímetro digital; C: fotômetro de chama; D: Espectrômetro de Absorção Atômica-EAA.

3.4.2 Cátions Trocáveis

Para determinar sódio (Na^+) e Potássio (K^+) foi empregado um cachimbo de 10 cm^3 de TFSA em um erlenmeyer de 125 ml e adicionamos 100 ml da solução extratora de Mehlich, foi agitado em mesa agitadora circular por 5 min e passou uma noite decantando. No dia seguinte foi pipetado 25 ml e reserva em um frasco de plástico, a leitura do Na^+ e K^+ foi determinada no fotômetro de chama.

Já o Cálcio (Ca^{2+}) e Magnésio (Mg^{2+}) utilizou 10 cm^3 de solo e adição de 100 mL da solução extratora de KCL 1 mol/L, devido à alta concentração de cálcio e magnésio foi necessário adaptamos a metodologia, onde se pipetou apenas 5 ml, para determinar Ca^{2+} foi adicionado 3 ml da solução de KOH e uma medida calibrada do indicador o ácido calcon em pó, o $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ foi adicionado 4 ml do coquetel e uma medida calibrada do indicador negro de eriocromo. Para titular ambos foi utilizado o EDTA e multiplicou por 2 o volume em ml gasto na titulação, a viragem se deu da cor rósea para azul intenso.

Foi realizada a acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}^{3+}$) a partir da pesagem de 5 cm^3 de TFSA em uma erlenmeyer de 125 mL e adiciona 75 mL de acetado de cálcio e agitar em mesa agitadora circular horizontal e passar uma noite para decantar e no dia seguinte pipetar 25 ml e titular com NaOH e acrescenta 3 gotas de fenolftaleína como indicador, a viragem se deu eu completa quando o líquido incolor apresentou uma cor rosa persistente. (EMBRAPA, 2017).

Os metais pesados ferro (Fe^{+3}); manganês (Mn^{+2}); Cromo (Cr^{+3}); Níquel (Ni^{+2}); Cádmio (Cd^{+2}) e Chumbo (Pb^{+2}) no solo, utilizou um cachimbo com medida de 5 cm^3 e adicionado 25 ml de Mehlich onde se agitou por 5 min para mistura em uma mesa agitadora circular e logo em seguida filtrou-se cada amostra de solo em filtro whatman em potes de plástico com tampa e reservado, a qual foi efetuado a leitura do filtrado no aparelho EAA (Teixeira et al., 2017).

A porcentagem de sódio trocável (PST) foi calculada pela Equação 3;

$$PST = \frac{Na^+}{T} 100 \quad \text{Eq. 3}$$

Em que:

PST = percentual de sódio trocável, %;

T= capacidade de troca catiônica, $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

Os valores da capacidade de troca de cátions (CTC) foram calculados mediante a soma de teores de $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + (\text{H}^+ + \text{Al}^{+3})$.

3.5 Análises iônicas das espécies de plantas

Para a realização das análises químicas das plantas referentes espécies *Batis marítima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L. (Figura 8), estas foram colocadas para secar em uma estufa de circulação forçada de ar, a 65°C, durante 72 horas, em seguida foram moídas em um moinho de facas tipo Willey, o pó de cada espécie foi armazenado em sacos de plásticos de 500 g com lacre e identificados, mantidas em ambiente seco (Figura 9).

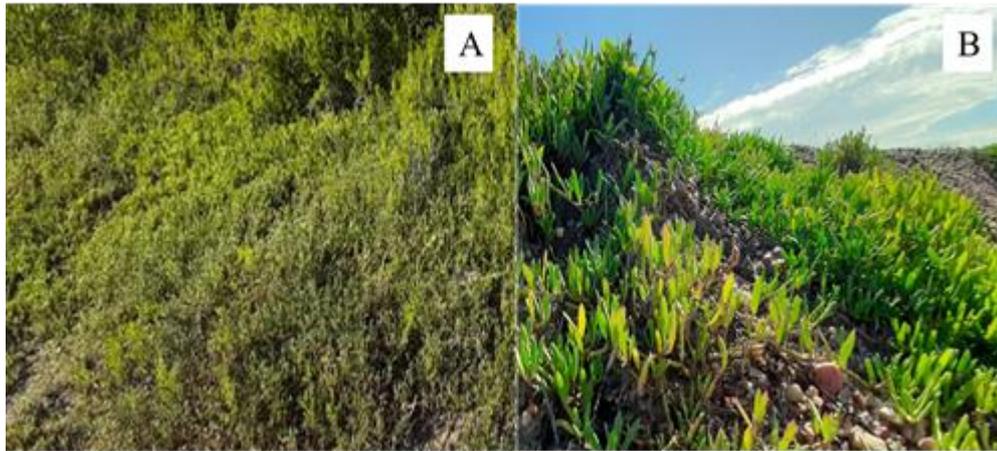


Figura 8. A: *Batis marítima* L.; B: *Sesuvium portulacastrum* L.

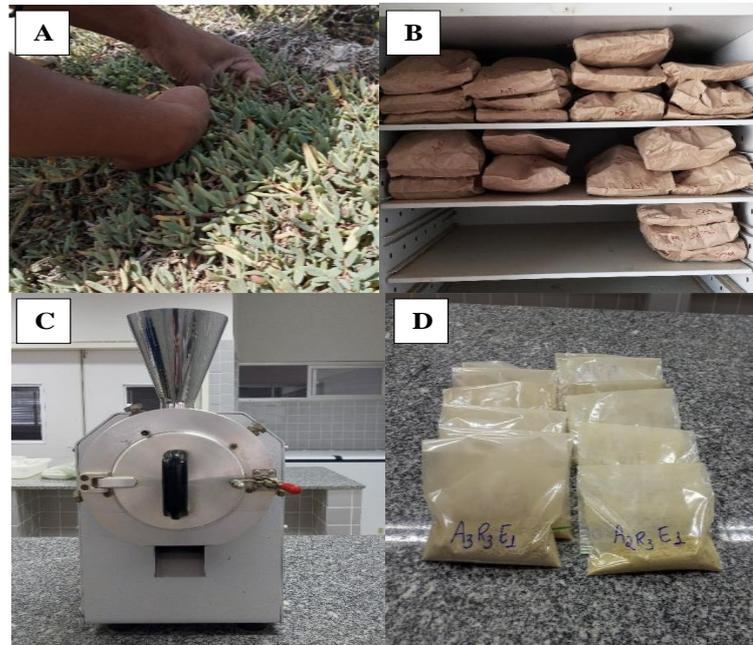


Figura 9. A: coleta das espécies; B: espécies em sacos de papel em estufa a 65°C; C: moinho de facas; D: amostras armazenadas em sacos de plásticos com lacre.

Para determinar o conteúdo de íons primeiro foi realizado a digestão nítrica, a qual se pesou 0,5 g em balança com 3 casas decimais, colocadas em tubos apropriados para ir ao

microondas e adicionado 5 ml de ácido nítrico de máxima pureza, tampa os tubos e colocados no microondas a 500°C por 45 min. Após esse processo retirou-se os tubos e colocam por 15 min em capela para esfriar. Após esfriar dentro da capela ligou-se o digestor e abriu-se os tubos um a um, para passar o extrato a uma proveta aferida de 25 ml e lavar com água deionizada para tirar os resíduos do tubo e completar a proveta com água deionizada e posteriormente filtrar em papel filtro whatman em potes de plástico com tampa e reservar (Figura 10).



Figura 10. A: tubos com as 0,5 g de pó das espécies; B: forno micro-ondas; C: processo de retirada do extrato dos tubos, adição de água deionizada e filtragem.

As análises de Na^+ foram realizadas no fotômetro de emissão de chama (Malavolta, et al., 1997; Silva, 2009). O método utilizado para determinar o teor de cloreto (Cl^-) foi de (Silva, Nogueira; Guimarães, 1999), método de Mohr, para extração do cloro utilizamos as amostras das espécies moídas pesando 0,5 g utilizando a solução de nitrato de cálcio ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), e titulada com a solução de nitrato de prata (AgNO_3) e o ponto final para identificação da titulação foi a cor vermelha (Figura 11).

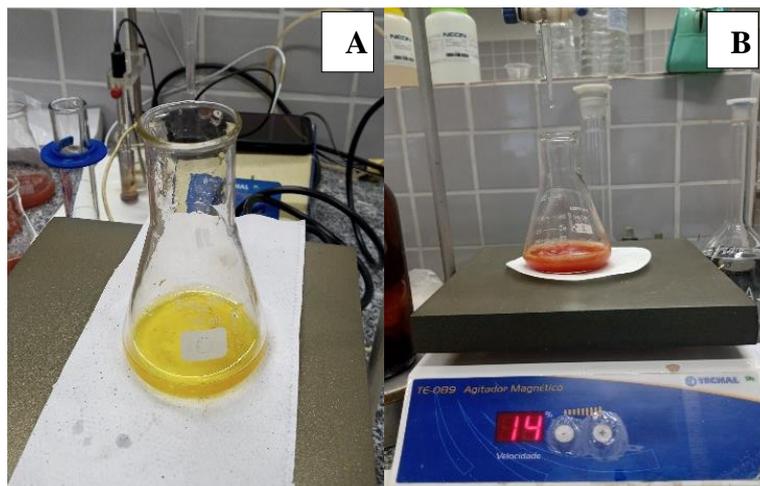


Figura 11. A: Coloração inicial; **B:** Coloração vermelha após titulação com nitrato de prata.

As análises dos metais pesados ferro (Fe^{+3}); manganês (Mn^{+2}); Cromo (Cr^{+3}); Níquel (Ni^{+2}); Cádmio (Cd^{+2}) e Chumbo (Pb^{+2}), foram realizadas no EAA com o extrato das espécies realizadas na digestão nítrica (EMBRAPA, 2009).

4 ANÁLISES ESTATÍSTICA

Após as coletas, análises e tabulação, os dados foram submetidos a testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e dois testes de homogeneidade (Bartlett e Levene). Posteriormente os dados foram submetidos a um teste não paramétrico Kruskal Wallis e um teste de comparações múltiplas de Student a 5% com ajuste none e Bonferroni no *software* R com pacote agricolae (Mendiburu, 2021). Também foi utilizado o pacote Hmisc (Harrell 2020), para realizar o teste de correlação (teste t, $p < 0,01$) e para o componente principal, utilizou-se a função pcomp do *software* R e o pacote factoextra (Kassambara e Mundt, 2020).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis inerentes ao solo

5.1.1 Avaliação dos cátions solúveis e trocáveis

Diante dos resultados obtidos para a variáveis CEes, pHes, CTC, PST e RAS (Figura 12), constatou-se que ocorreu diferença estatística entre pHes, CTC e PST, a condutividade elétrica do extrato da pasta saturada, mais conhecida como condutividade elétrica do extrato

de saturação do solo (CEes) não difere estatisticamente entre as áreas do solo com a *Batis maritima* L. (SB) e no solo com a *Sesuvium portulacastrum* L. (SS) na Figura 12A. Entretanto, os resultados mostram, que isso pode estar relacionado as águas das marés que não estão diluindo a quantidade de sais acumulados no decorrer do estuário.

Em relação ao pH verificou baixa variação nas diferentes áreas estudadas, em que observou um $\text{pH} > 7$ nos solos (SB e SS), (Figura 12B). No entanto, os autores (Apriani et al., 2018; Tanjung, Hamuna e Alianto, 2019), ressaltam que para o pH ser alterado necessita da interferência da atividade biológica, temperatura, fotossíntese, cátion e composição aniônica.

Ao se observar a capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos (SB e SS) nas áreas A1 e A3 verificou-se, que obtiveram valores entre 98,1 a 135,5 cmolc/dm^3 , no entanto na área A2 demonstrou valores de 51,3 cmolc/dm^3 (Figura 12C). Os valores de CTC está ligado a quantidade de cátions que o solo pode adsorver. A percentagem de sódio trocável (PST) dos solos (SB e SS) expressou maiores valores nas áreas A1 e A3, esse resultado pode estar interligado ao somatório da concentração de cátions trocáveis, que expressou valores altos nas áreas A1 e A3 (Figura 12D) e a razão de adsorção de sódio (RAS) não difere entre os solos (SB e SS) nas áreas estudadas (Figura 12E).

No geral, ao se analisar os resultados aqui obtidos, consistem em que, valores superiores de CEes $\geq 4,0$; PST ≥ 15 ; RAS ≥ 13 e $\text{pH} < 8,5$, tem-se a classificação dos solos afetados com sais como sendo salino sódico (Sobral et al., 2015). No entanto, os resultados da presente pesquisa mostram que todas as áreas do estuário do Rio Apodi-Mossoró, são classificadas como salino sódico.

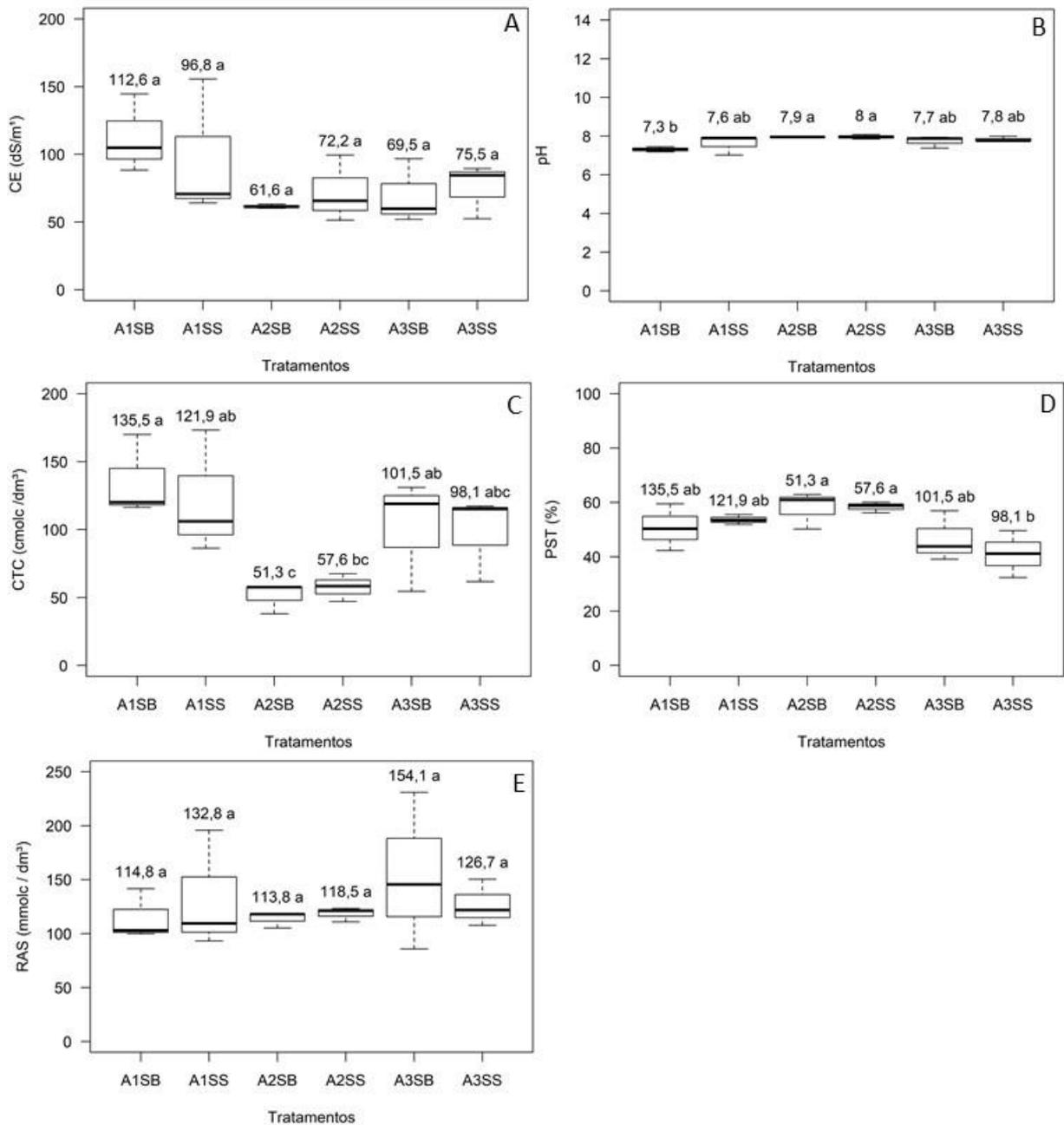


Figura 12. Dados referente a Condutividade elétrica do extrato de saturação - CEes (A). Potencial Hidrogênio iônico - pHes (B). Capacidade de troca catiônica - CTC (C). Percentual de sódio trocável - PST (D). Razão de adsorção de sódio - RAS (E), referente aos cátions trocáveis dos solos (solo da *Batis maritima* L. - SB) e (solo da *Sesuvium portulacastrum* L. - SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).no solo da *Batis maritima* L. (SB) e no solo da *Sesuvium portulacastrum* L. (SS).

Quanto a presença do Na⁺ trocável dos solos (áreas no solo com a *Batis maritima* L. - SB e no solo com a *Sesuvium portulacastrum* L.- SS) na área A2 e A3 (Figura 13), apresentou diferença estatística (Figura 13A), no entanto na área A1 o Na⁺ expressou valores maiores, como do solo (SB), sendo de 16.128 mg/dm³. O elevado teor de Na⁺, favorece o aparecimento

de problemas relacionados a salinidade, como são plantas de ambiente hipersalino, não tem danos visíveis pela deficiência de nutrientes, diferentes de espécies não adaptadas a ambiente com excesso de sais (De Pascale et al., 2013; Dias, et al., 2016).

Os ambientes hipersalinos são mais salgados que a água do mar, e variável quando se refere a salinidade geral e suas composições de íons (McGenity e Oren, 2012). Assim, estudos realizados em ambientes naturais e hipersalinos, como é o caso desta pesquisa, observa a necessidade de novos estudos que venham a promover uma melhor compreensão da composição química, tanto do solo como das espécies ali presentes.

Com relação ao Mn^{+2} observou que, nos solos (SB e SS) mostrou que diferem estatisticamente nas áreas estudadas, no entanto, verificou que o maior teor de Mn foi de 147,8 mg/dm³ em SS na área A1, quando comparado com os outros pontos (Figura 13B). Vale ressaltar que o Mn se encontra no solo com uma média de concentração permitida de 700 mg/Kg (Kabata - Pendias e Pendias, 1992), verificou que os valores de Mn não ultrapassam a média considerada para solo. O Mn é um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, porém, o excesso de Mn ocasiona a contaminação do solo e inibe o desenvolvimento da planta (Huang et al., 2019).

Foi constatado que houve diferença estatística de Fe^{+3} entre as áreas A2 e A3, sendo os teores de Fe^{+3} na A2 com valores, entre 27,35 mg/dm³ no SS e 62,3 mg/dm³ em SB, no entanto, a A3 expressou valores de Fe, entre 0,08 mg/dm³ no solo SB (Figura 13C).

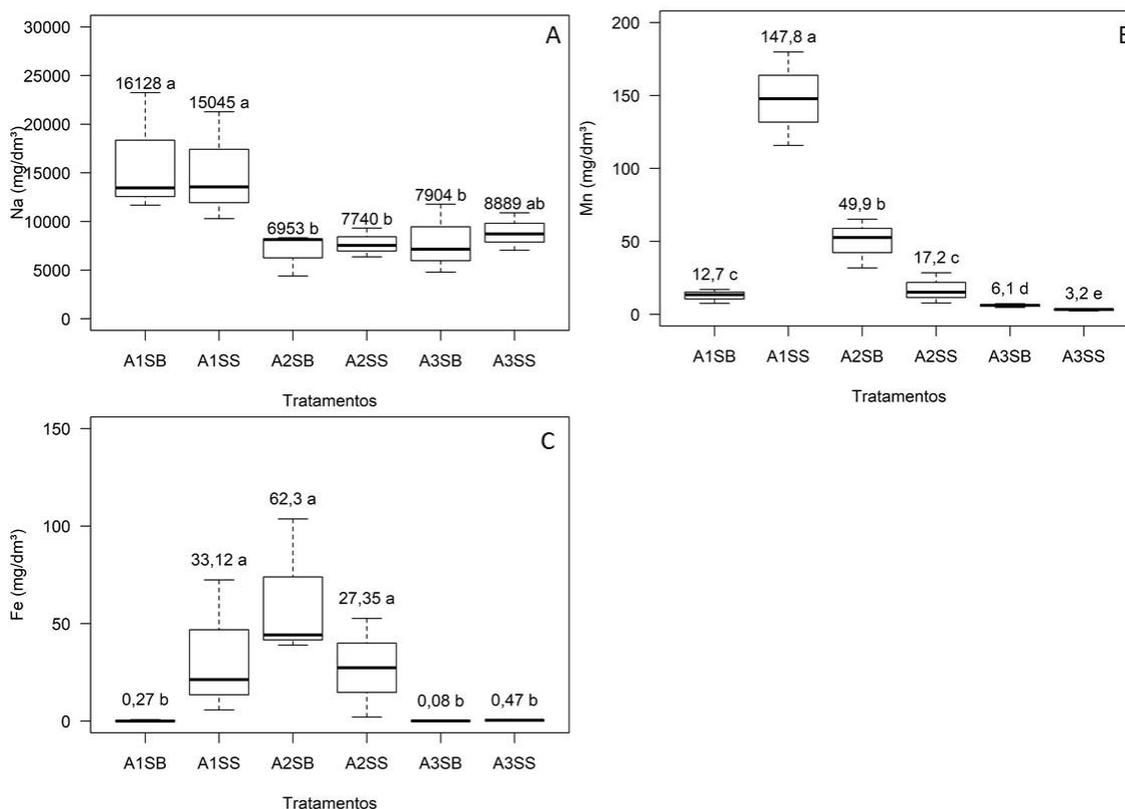


Figura 13. Dados de Sódio - Na^+ (A). Manganês - Mn^{+2} (B). Fe^{+3} (C), referente aos cátions trocáveis dos solos (solo da *Batis maritima* L. - SB) e (solo da *Sesuvium portulacastrum* L. - SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).

Na Figura 14 encontram-se os resultados dos valores referentes aos metais pesados Cd^{+2} , Cr^{+3} , Ni^{+2} e Pb^{+2} na área com a *Batis maritima* L. (SB) e na área com *Sesuvium portulacastrum* L. (SS) (Figura 14).

Ao se avaliar Cd verificou-se que não ocorreu diferença estatística entre os solos (SB e SS), nas áreas estudadas (Figura 14A). Além do mais, o cádmio é adsorvido mais facilmente aos sedimentos em ambientes com pH acima de 7,0 (Silva, 2002). Observou-se que as áreas (A1, A2 e A3) apresentou valores de pH > 7,0, podendo favorecer adsorção de Cd ao solo. No solo (SB) presente na área A2 proporcionou maior conteúdo de Cr com $0,38 \text{ mg/dm}^3$, além disso, o mesmo solo (SB) na área A3 ocorreu menor conteúdo, com $0,2 \text{ mg/dm}^3$ de Cr (Figura 14B). Constatou que o Ni, houve diferença estatística em todos as áreas, tanto da A1, A2 e A3 dos solos (SB e SS) na Figura 14C.

O Chumbo (Pb) não apresentou diferença significativa entre as áreas estudadas. Ao se levar em consideração o (Pb) na Figura 14D, constatou-se que o maior valor encontrado, foi de $0,88 \text{ mg/dm}^3$, ocorreu no solo da SS da área A1, o mesmo solo SS na área A3 verificou

menor teor de Pb com 0,38 mg/dm³. É importante ressaltar, que em os metais pesados, o chumbo (Pb) e Cádmiu (Cd), são um dos mais relevantes a causarem toxicidade, danos à agricultura e à saúde humana Gabos (2008).

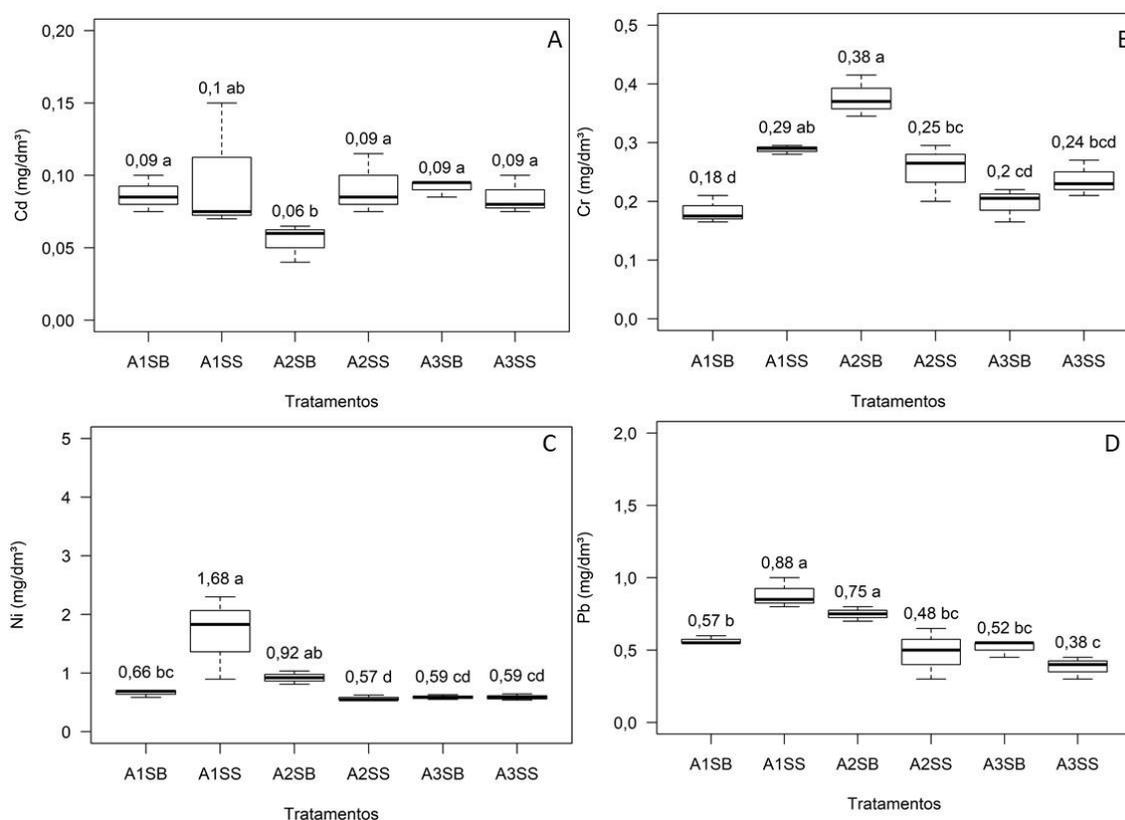


Figura 14. Dados referentes aos metais pesados, cádmio – Cd (A), cromo – Cr (B), níquel – Ni (C) e chumbo – Pb (D). inerentes aos cátions trocáveis dos solos (solo da *Batis maritima* L. - SB) e (solo da *Sesuvium portulacastrum* L. - SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).

Considerando-se as correlações e análise de componente principal (PCA) entre todas as variáveis dos elementos trocáveis do solo (SB e SS) (Figura 15). Percebeu-se que o pHes correlacionou negativamente com CEes, Na⁺, CTC, Cd e RAS (Figura 15A). Isso pode estar associado a maior quantidade de Na⁺ expresso na A1, a qual, o Na⁺ faz parte do cálculo da CTC e consequentemente está ligada a alta salinidade no ambiente estudado.

Enquanto isso, a CEes correlacionou positivamente com o Na⁺, CTC, Cd e RAS. Por outro lado, o Na⁺ mostra uma correlação positiva com CTC e Cd. Já a CTC correlacionou-se negativamente com Fe e positivamente com Cd. O Mn teve correlação positiva com Ni e Pb. Entretanto, o Fe teve correlação positiva com Cr e Pb, e negativa com Cd. O Cr e Ni

correlacionaram positivamente com o Pb e o Cd correlacionou positivamente com a RAS, (Figura 15A).

Foi observado que para componente principal dos elementos trocáveis do solo (Figura 15B) teve 78,6% da variância acumulada total, no entanto a PC1 deteve 43,7% e PC2 34,9% da variância total. Com relação a PC1 os elementos Na^+ e Cd, além da CEs e CTC foram agrupados com o tratamento A1SB. Nota-se que os solos coletados da A1 próximos das raízes da SB acumularam maiores conteúdo de Na^+ e Cd, além da CEs e CTC. Além disso, o solo coletado próximo as raízes da SS da A1 obtiveram maiores conteúdo de Ni, Mn e Pb. Com relação aos elementos trocáveis do solo presentes próximos a raízes da SB na A2 verificou maiores conteúdo de Fe, Cr e PST.

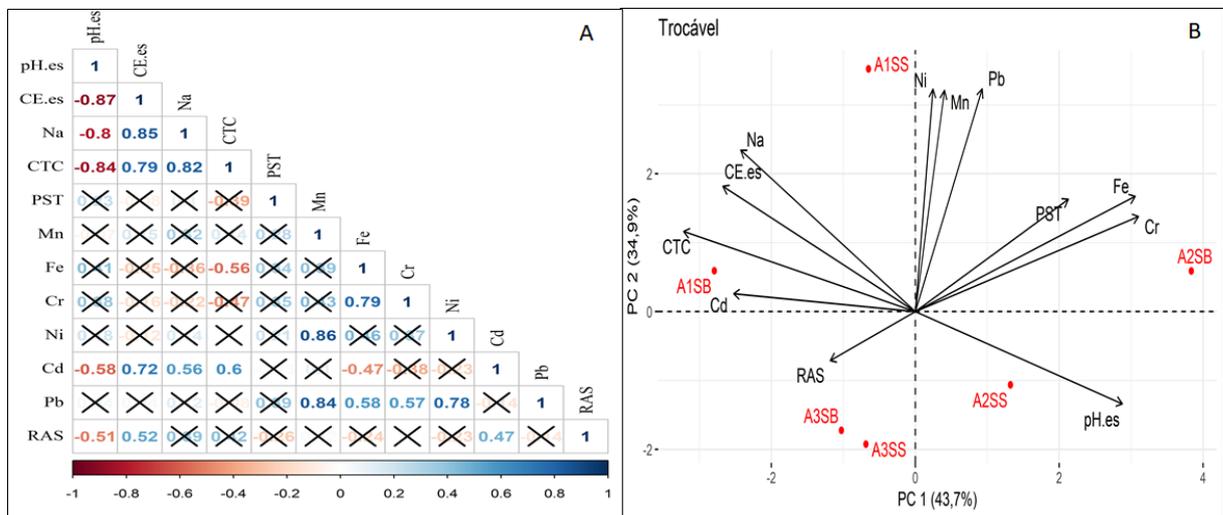


Figura 15. Correlação Pearson (A) e análise de componente principal dos elementos trocáveis do solo (B) de todas as variáveis estudadas (Na^+ = sódio, Cl^- = cloro, Mn^{+2} = manganês, Fe^{+3} = ferro, Cr^{+3} = cromo, Ni^{+2} = níquel, Cd^{+2} = cádmio e Pb^{+2} = chumbo, pHes= potencial hidrogênio do extrato de saturação, CEs= condutividade elétrica do extrato de saturação), CTC = capacidade de troca de cátions, PST= percentual de sódio trocável, RAS= razão de adsorção do sódio) dos solo *Batis maritima* L. (SB) e solo *Sesuvium portulacastrum* L. (SS) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).

5.2 Concentrações iônicas nas espécies *Batis maritima* e *Sesuvium portulacastrum*

Na Figura 16 estão representados os resultados das concentrações iônicas referentes aos elementos a Na^+ , Cl^- , e Mn^{+2} e Fe^{+3} . Nas variáveis Na^+ e Cl^- se contataram efeitos significativos (Figuras 16A e 16B) pelo teste não paramétrico kruskal wallis e Student a 5%

de probabilidade. Para as variáveis Fe^{+3} e Mn^{+2} , não sofreram efeito significativo para as diferentes espécies presentes nas áreas estudadas (Figura 16C e 16D).

Observou-se que o teor de Na^+ nas espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) não diferem nas áreas A1 e A2, em que na A1 a E1 acumulou 70 g/kg e a E2 66 g/kg de Na^+ , entretanto, ambas as espécies na área A3 tiveram menores valores, E1 com 31 g/kg e E2 39 g/kg referente ao Na^+ (Figura 16A). Em relação ao conteúdo de Cl^- na espécie (E1) não difere nas áreas A1 e A2, já a espécie (E2) difere nas áreas A1 e A3 (Figura 16B). Essa diferença estatística, pode estar relacionada a maior concentração dos elementos Na^+ e Cl^- na área A1, favorecendo a absorção desses elementos pelas espécies E1 e E2. Em estudos de (Jlassi et al., 2013; Lastiri-Hernández et al., 2019) as espécies halófitas crescem em solos com altos níveis de salinidade, com isso, favorece o aumento de Na^+ em seus tecidos.

Em pesquisas realizadas por Debez et al. (2010) a espécie *Batis marítima* possui potencial de acumular Na^+ na parte aérea, quando submetido a concentração de 1000 mM, não tendo seu crescimento afetado. O mesmo ocorreu com a espécie *Sesuvium portulacastrum* L. que se desenvolve em concentrações de NaCl de 100 mM a 400 mM, como também em 1000 mM e não apresentou nenhum sintoma em suas folhas (Uddin, Chen, Huang, 2020). No entanto, com a presente pesquisa, observou que na área A1 constatou maiores conteúdos de Na^+ e Cl^- na parte aérea das espécies halófitas (E1 e E2). O maior conteúdo de Na^+ , na planta está associado ao maior teor de Na trocável no solo (Figura 13A e 19).

Concernente, ao conteúdo de Mn^{+2} das espécies E1 e E2, não houve diferença entre as áreas estudadas (Figura 16C). Para o conteúdo de Fe, observou-se que as espécies (E1 e E2) também não diferem estatisticamente entre si nas áreas (Figura 16D). Isso, pode estar sendo refletido devido a oxidação do elemento Fe e Mn pela formação de placas de Fe que criam uma barreira, interferindo na absorção desses elementos (Jiang, Chen e Luo 2009).

É importante mencionar que para o Fe a espécie E1 foi obtivo o valor de 2,413 g/kg e para E2 o valor de 2,607 g/kg de Fe^{+3} na A1, esses resultados são concentrações críticas nas plantas, com de faixa de 0,01– 0,04 g/kg estabelecido (Kabata Pendias e Pendias, 1984). Os elementos Mn e Fe^{+3} são essenciais para as plantas, no entanto em concentrações elevadas ocasionam toxidez (Siqueira-Silva et al., 2012; Huang et al., 2019).

Os ambientes halófitos são enriquecidos não apenas com o excesso de íons de sal, mas também com outros íons, como de metais tóxicos, com isso, foi constatado que espécies halófitas conseguem desenvolver em condições de alta concentração de sais e metais pesados (Nikalje e Suprasanna, 2018).

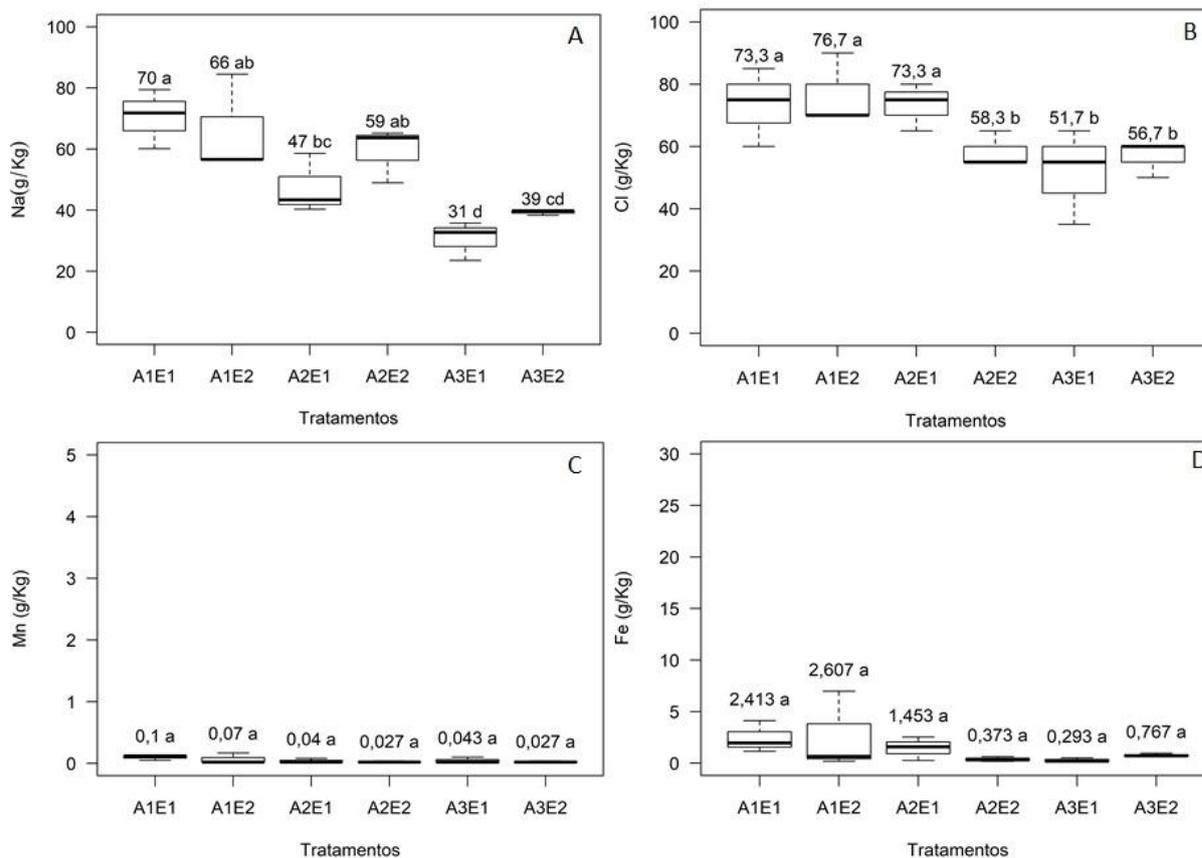


Figura 16. Dados de sódio (Na^+) (A). Cloro (Cl^-) (B). Manganês (Mn^{+2}) (C). Ferro (Fe^{+3}) (D), no extrato nítrico das espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2), nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).

Quanto aos resultados obtidos inerentes os metais pesados Cd^{+2} , Cr^{+3} , Ni^{+2} e Pb^{+2} nas espécies (E1 e E2), verificou-se que não teve diferença estatisticamente nas áreas (Figura 17A, B, C e D).

Verificou que o Cd teve valores de 0,5 g/kg nas áreas A1 e A3, tanto nas espécies (E1 e E2) e apenas na A2E2 que teve 0,3 g/kg. Vale ressaltar, que em trabalhos de (Feng, et al. 2018) a *Sesuvium portulacastrum* demonstrou uma capacidade de tolerar consideravelmente o acúmulo de Cd, notadamente sob alta salinidade. No entanto, outros estudos sugeriram que a salinidade mais elevada poderia reduzir os efeitos tóxicos e diminuir o acúmulo de Cd em *Sesuvium portulacastrum* (Mariem et al., 2014), além de possui um potencial como fitoextrator e fitoestabilizador de metais pesados em ambientes costeiros poluídos (Uddin, Chen, Huang, 2020).

No entanto, levando em consideração valores desejáveis estabelecidos na literatura em relação a concentração dos metais pesados na parte foliar, o Cr^{+3} tem como considerável entre 0,1-0,5 mg/kg (Kabata-Pendias, 2011). Os resultados da pesquisa trouxeram valores de 7,1

g/kg, que quando comparados aos valores estabelecidos, comprovam que as espécies *Batis marítima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L. detêm de valores acima do estabelecido de Cr.

A quantificação do teor de Ni^{+2} nas espécies estudadas E1 e E2, verificou que o conteúdo de Ni^{+2} está mais alto que o permitido, apresentando valores de 9,8 g/kg na E1 e 8,5 g/kg pela E2 na A1. O conteúdo de Ni encontrado na referida pesquisa é bem maior que o considerado normal, de 0,05 a 5 g/kg (Adriano, 2001), as espécies estudadas são consideradas tolerantes, devido conterem valores do elemento Ni, tóxico a planta.

O teor de Pb^{+2} nas espécies E1 foram de 8 g/kg na A1, já a E2 observou-se valores de 7 g/kg na A1, em Oliveira (2008) a toxicidade do chumbo para plantas é 0,03-0,3 g/kg, os teores de Pb nas espécies E1 e E2, estão além do estabelecido, sendo tóxico para planta. Vale ressaltar, que o chumbo é considerado um elemento não essencial para planta, em virtude de sua alta toxicidade e de acumular no organismo (Chaves, 2013).

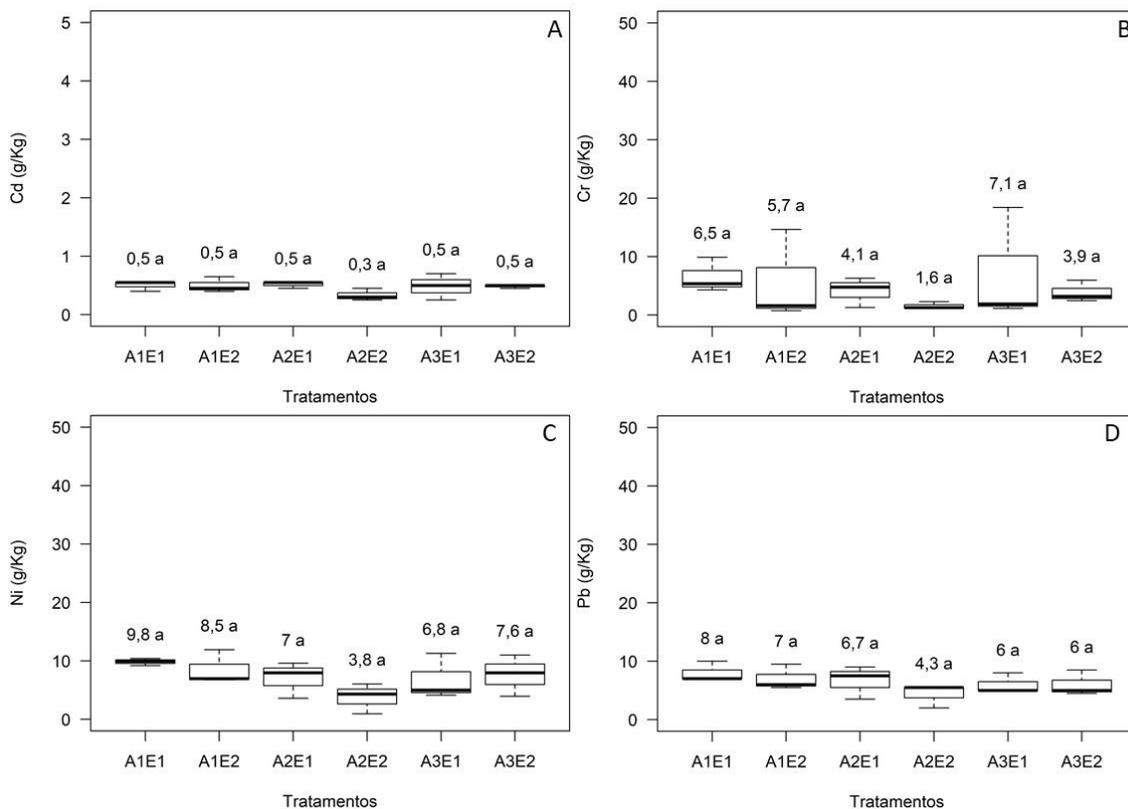


Figura 17. Dados inerentes aos metais pesados, Cádmiu – Cd^{+2} , (A). Cromo – Cr^{+3} , (B). Níquel – Ni^{+2} (C). Chumbo – Pb^{+2} (D), no extrato nítrico das espécies *Batis marítima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2), nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).

Na Figura 18 estão representadas as correlações e as análises de componente principal (PCA) entre todas as variáveis estudadas nas espécies (E1 e E2) nas diferentes áreas (Figura 18). Observa-se que existe correlação positiva do Cl^- com Na^+ , Mn^{+2} , Fe^{+3} , Cd^{+2} , Ni^{+2} e Pb^{+2} . Entretanto, o Mn^{+2} possuiu correlação positiva com Fe^{+3} , Cr^{+3} , Ni^{+2} , Cd^{+2} e Pb^{+2} . No entanto o Fe^{+3} correlacionou positivamente com Cr^{+3} , Ni^{+2} , Cd^{+2} e Pb^{+2} . Já o Cr^{+3} demonstrou correlação positiva com Ni^{+2} , Cd^{+2} e Pb^{+2} . Também foi notório que no Ni^{+2} ocorreu correlação positiva Cd^{+2} e Pb^{+2} . Já o Cd^{+2} correlacionou positivamente com o Pb^{+2} (Figura 18A).

A PCA, foi observado que a componente principal 1 (PC1) separou os tratamentos A1E1 e A1E2 dos demais tratamentos. As variáveis analisadas, Na^+ , Cl^- , Mn^{+2} , Cr^{+3} , Cd^{+2} , Ni^{+2} e Pb^{+2} foram correlacionadas com os tratamentos A1E1 e A1E2, conforme a PC1 e PC2 (Figura 18B). Provavelmente isso pode estar associado aos altos níveis de Na, observado no solo da A1, pois foi possível verificar correlação entre o Na trocável no solo, com Cr, Ni, Mn, Pb e Cd em ambas espécies (Figura 19).

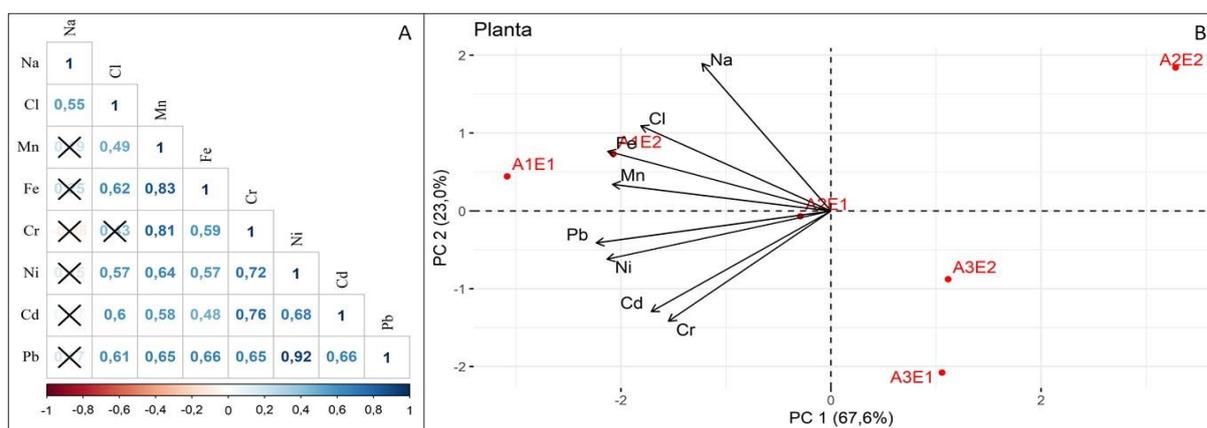


Figura 18. Correlação Pearson (A) e análise de componente principal (B) de todas as variáveis estudadas (Na^+ = sódio, Cl^- = cloro, Mn^{+2} = manganês, Fe^{+3} = ferro, Cr^{+3} = cromo, Ni^{+2} = níquel, Cd^{+2} = cádmio e Pb^{+2} = chumbo) das espécies *Batis maritima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário).

Conforme a análise da componente principal dos elementos da planta e trocáveis do solo nas diferentes áreas (Figura 19), verificou-se que a componente principal dos elementos trocáveis do solo mais o da planta teve 74,3% de variância acumulada, no entanto a PC1 deteve 46,0% e PC2 28,3% da variância total. Conforme a PC1 os tratamentos A1E1 e A1E2 estão agrupados entre si, demonstrando que são diferentes dos demais tratamentos.

Os elementos das plantas, tais como, Na^+ e Cl^- , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Cr^{+3} , Cd^{+2} , Ni^{+2} e Pb^+ , já em relação aos elementos trocáveis do solo Ni, Pb, Mn, Cd e Na^+ estão agrupados nos

tratamentos A1E1 e A1E2. Conforme os resultados da PC2 as variáveis PST, Cr e Fe trocável estão agrupados no tratamento A2E1.

As espécies E1 e E2 presentes na A1 possuem características potenciais de plantas fitorremediadoras, pois observa-se, que ambas as espécies contêm maiores teores de Na^+ e Cl^- , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Cr^{+3} , Cd^{+2} , Ni^{+2} e Pb^+ . Estudos apontam que a *Batis marítima* e *Sesuvium portulacastrum* são tolerantes a ambientes com alta salinidade e Cd (Mariem et al., 2014; Uddin, Chen, Huang, 2020).

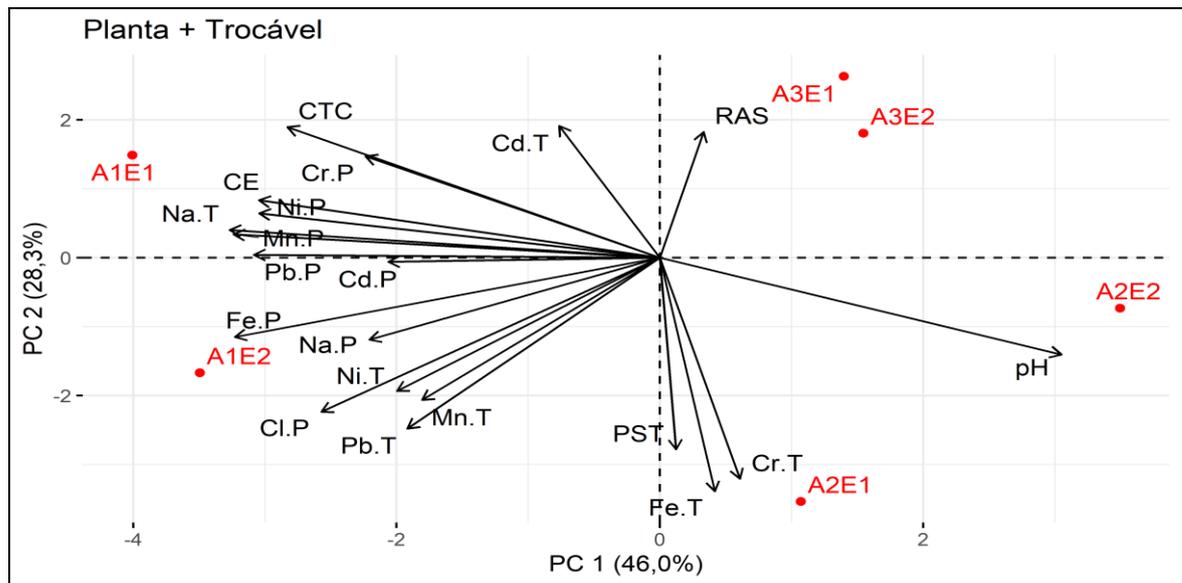


Figura 19. Análise de componente principal dos elementos da planta e trocáveis do solo de todas as variáveis estudadas (Na^+ = sódio, Cl^- = cloro, Mn^{+2} = manganês, Fe^{+3} = ferro, Cr^{+3} = cromo, Ni^{+2} = níquel, Cd^{+2} = cádmio e Pb^{+2} = chumbo, pHes= potencial hidrogênio do extrato de saturação, CEes= condutividade elétrica do extrato de saturação), CTC = capacidade de troca de cátions, PST= percentual de sódio trocável, RAS= razão de adsorção do sódio) dos solos e espécies *Batis marítima* L. (E1) e *Sesuvium portulacastrum* L. (E2) nas diferentes áreas (A1= início, A2= meio e A3=Final do estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN).

6 CONCLUSÕES

1. As espécies *Batis maritima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L., não apresentaram diferença estatística aos metais pesados Cd^{+2} , Cr^{+3} , Ni^{+2} e Pb^{+2} , sendo consideradas aptas a fitorremediação de metais pesados.
2. As espécies *Batis maritima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L., são propícias para fitoextração de metais pesados diretamente do solo, além de sua capacidade de tolerar alta salinidade, por serem de ambiente hipersalino.
3. Visto que, as espécies estudadas são de ambiente hipersalino e apresentam tolerância a salinidade e metais pesados, podem ser utilizadas como fitorremediadoras para recuperação de áreas degradadas, permitindo que a área fique mais propícia para o uso. Tendo o potencial de serem adotadas para recuperação de áreas agricultáveis com solos contaminados ou com salinidade alta.
4. Para uma melhor compreensão das espécies *Batis maritima* L. e *Sesuvium portulacastrum* L., encontradas em ambiente hipersalino do estuário do Rio Apodi-Mossoró, mostra a necessidade de aprofundar-se em estudos sobre o mecanismo de adaptação dessas espécies em tolerar alta salinidade e metais pesados.

REFERÊNCIAS

- Abreu, C. A.; Abreu, M. F.; Berton, R. S. **Análise química de solo para metais pesados**. In: Alvarez, V. V. H.; Schaefer, C. E. G. R.; Barros, N. F.; Mello, J. W. V.; Costa, L. M. *Tópicos em Ciência do Solo*. v. 2. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p. 645-692.
- Adriano, D.C.. *Trace Elements in the Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*, Springer, New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo, 2001.
- Aguiar, L. DE S.. **Risco por inundação costeira na foz estuarina do rio Apodi-Mossoró/RN: aplicações de geotecnologias e simulações de mudanças climáticas**. Tese de Doutorado ao Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal/RN. 132 p, 2018.
- Agoramoorthy, G., Chen, F-A., Hsu, M. J.. Threat heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India .*Environmental Pollution*. P. 320-326, 2008.
- Alengebawy A, Abdelkhalek ST, Qureshi SR, Wang MQ.. Toxicidade de metais pesados e pesticidas em solos e plantas agrícolas: riscos ecológicos e implicações para a saúde humana. **Tóxicos**. Vol. 9, 2021
- Andrade, C. M.; Tavares, R. L.; Mahler, C. F. Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo: **Oficina de Textos**, 176p. 2007.
- Anjos, A.R.M.; Mattiazzo, M.E. Extratores para Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolos tratados com biossólidos e cultivados com milho. **Scientia agrícola**, v.58, p.337-344, 2001.
- Apriani M, Hadi W, Masduqi A. Physicochemical properties of sea water and bittern in Indonesia: Quality improvement and potential resources utilization for marine environmental sustainability. **Journal of Ecological Engineering** 19:1-10, 2018.
- Azevedo, F.A.; Chasin, A.A.M. (eds). *Metais: Gerenciamento da toxicidade*. São Paulo: Editora Atheneu, 2003. 554p.
- Baldantoni, D.; Ciatelli, A.; Stefano, A. B. Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. **Journal of Environmental Management**, 146, 94, 2014.
- Boerema, A.; Meire, P. Ecosystem service delivery in restoration projects: the effect of ecological succession on the benefits of tidal marsh restoration. *Ecology and Society*, v. 21, n. 2, 2016.
- Carmo Filho, F. Do; Oliveira, O. F. **Mossoró: Um município do semiárido nordestino, caracterização climática e aspecto florístico**. Mossoró: ESAM, 1995. 62p.
- Chaves, C. L. Avaliação das concentrações de metais pesados em áreas de deposições de lixo no Município de Ji-Paraná – Rondônia. 2013. 63f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Engenharia ambiental) - Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná, 2013.

- CONAMA – Conselho Nacional de meio ambiente. **Resolução Nº 463 – de 29 de julho de 2014**. Dispõe sobre o controle ambiental de produtos destinados à remediação. Brasil, 2014.
- Constanza, R.; et al.. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p.152-158, 2014.
- Costa, D. F. S.; Rocha, R. D. M; Cândido, G. A. Perfil de sustentabilidade e uso dos recursos naturais em salinas solares no estuário do Rio Apodi/Mossoró (RN). In: CÂNDIDO, G. A. (Org.). **Desenvolvimento Sustentável e Sistemas de Indicadores de Sustentabilidade: formas de aplicações em contextos geográficos diversos e contingências específicas**. Campina Grande - PB: Editora da Universidade Federal de Campina Grande, p. 401 – 426, 2010.
- Costa, D. F. S.; Rocha, R. M.; Cestaro, L. A. Análise Fitoecológica e Zonação de Manguezal em Estuário Hipersalino. *Mercator*, v. 13, n. 1, p. 119-126, jan./abr. 2014.
- Costa, D. F. S. et al. Aspectos naturais da zona estuarina do rio Apodi-Mossoró (RN). In: Carvalho, Rodrigo Guimarães de (Org). Rio Apodi-Mossoró: Meio ambiente e planejamento. Mossoró – RN: EDUERN, 2021. 107-122 p.
- Costa, Lucas Ramos da. Atributos Químicos e Físicos do Solo da Planície Hipersalina do Estuário do Rio Apodi – Mossoró. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Mossoró/RN. 196 p, 2018.
- Coutinho, P. W. R; Cadorin, D. A; Noreto, L. M; Gonçalves Jr, A. C. Alternativas de remediação e descontaminação de solos: Biorremediação e Fitorremediação. *Nucleus*, v.12, n.1, p. 59-68, 2015.
- Cunningham, S. D.; Berti, W. R.; Huang, J. W. Phytoremediation of contaminated soils. Elsevier Science, v. 13, p. 393-397, 1995.
- Debez, A. et al.. Responses of Batis maritima plants challenged with up to two-fold seawater NaCl salinity. *J. Plant Nutr. Soil Sci*, 173, 291–299, 2010.
- Debez, A., Koyro, H. W., Grignon, C., Abdelly, C., Huchzermeyer, B.. Relationship between the photosynthetic activity and the performance of Cakile maritima after long-term salt treatment. *Physiol. Plant*. 373–385, 2008.
- De Pascale, S.; Orsini, F.; Pardossi, A. **Irrigation water quality for greenhouse horticulture**. In: Good agricultural practices for greenhouse vegetable crops; Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013. p.169 204. FAO Plant Production and Protection Paper 217.
- EPA. **Introduction of phytoremediation**. EPA/600/R-99/107. 2000.
- Estrela, M. A; Chaves, L.H. G; Silva, L. N. Fitorremediação como solução para solos contaminados por metais pesados. *Revista Ceuma Perspectivas*, vol. 31, 2018.
- Feng J, Lin Y, Yang Y, Shen Q, Huang J, Wang S. Tolerance and bioaccumulation of Cd and Cu in Sesuvium portulacastrum. *Ecotox Environ Safe*. 147: 306–312. 2018

- Freire, M. B. G. S. Pessôal, L.G. M.; Gheyi, H. R.. Métodos de análises químicas para solos afetados por sais. In: Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E.. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. Fortaleza - CE, Cap. 10, p. 123-148, 2016.
- Gabos, M. B., Abreu, C. A., de, Coscione, A. R.. Lixiviação e absorção de Pb pelo feijão-deporco assistido pela aplicação de EDTA no solo. *Soils and Plant Nutrition*. **Scientia Agricola**. Piracicaba, Braz. 66 (4), 2009.
- Harrell JR FE.. Com contribuições de Charles Dupont e muitos outros. Hmisc: Harrell Miscellaneous. Pacote R versão 4.4-0. 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/Hmisc/index.html> . Acessado em 24 de junho de 2021.
- Hemraj, D. A.; et al.. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 184, p. 102-114, 2017.
- Huang, H., et al. Physiological responses of *Broussonetia papyrifera* to manganese stress, a candidate plant for phytoremediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 18–25, 2019.
- Imperial, M. T.; Hennessey, T.; Robadue Júnior, D. The evolution of adaptive management for estuarine ecosystems: the National Estuary Program and its precursors. *Ocean and Coastal Management*, v. 20, n. 2, p. 147–180, 1993.
- Jacques, R. J. S. et al. O. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1192-1201, 2007.
- Jlassi, A., et al.. Phytodesalination of a moderately salt affected soil by *Sulla carnosa*. **International Journal of Phytoremediation**, 15, 398-404. 2013.
- Jiang FY, Chen X, Luo AC. Iron plaque formation on wetland plants and its influence on phosphorus, calcium and metal uptake. *Aquat Ecol.*; 43:879-890. 2009.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H.. **Trace Elements in Soils and Plants**. CRC Press, Boca Raton, Florida. 1984.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. Trace elements in soils and plants. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 1992.
- Kabata-Pendias. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press. 4° Edition. 2011, 534p.
- Kassambara A, Mundt F. Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses (Package: factoextra). 2020. Disponível em: <https://cloud.r-project.org/web/packages/factoextra/factoextra.pdf>> acessado em 09 de agosto de 2021.
- Lamengo, F. P.; Vidal, R. A. Fitorremediação: **PlSchar dongantas** como agentes de despoluição?. *Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*. Curitiba/Brasil, v. 17, p. 9-18, 2007.
- Lastiri-Hernández, M. A., et al. Phytodesalination of a moderately saline soil combined with two inorganic amendments. **Bragantia**. Campinas, v. 78, n. 4, p.579-586, 2019.

- Lokhande, V. H., Kudale, S., Nikalje, G., Desai, N., Suprasanna, P.. Hairy root induction and phytoremediation of textile dye, Reactive green 19A-HE4BD, in a halophyte, *Sesuvium portulacastrum* (L.) L. **Biotechnology Reports**, 8, 56–63, 2015.
- Malavolta, E.; Vitti, G.C.; Oliveira, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: POTAFOS, 201p.,1997.
- Mariem, W., et al. How does NaCl improve tolerance to cadmium in the halophyte *Sesuvium portulacastrum*?. *Chemosphere*, 243–250, 2014.
- Marques, M.; Aguiar, C. R. C.; Silva, J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2011, v.35, p.1-11.
- McGenity TJ, Oren A.. Hypersaline environments. In: Bell EM (ed) *Life at extremes: environments, organisms and strategies for survival*. CAB International, Wallingford, pp 402–437, 2012.
- Mcperson, A. Monitoring phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soils in a closed and controlled environment. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Saskatchewan, Saskatoon/Canadá, 2007, 206 f.
- Medeiros, D. H. M. de; et al..Variação Longitudinal da Salinidade do Estuário Hipersalino do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte, Brasil). **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.11, n.03 850-863, 2018.
- Mejía, P. V. L. et al,. Metodologia para Seleção de Técnica de Fitorremediação em Áreas Contaminadas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 31, 97-104p., 2014.
- Mendiburu, Felipe de. **Agricolae**. 2021 disponível em: < <https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/index.html>. > acessado em 10 de jun de 2021.
- Miranda, L.B., Castro, B.M. & Kjerfve, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. 2. ed. Editora da Universidade de São Paulo, 426 p., 2012.
- Nikalje, G.C, Suprasanna, P.. Lidando com a toxicidade do metal - sinais de halófitas. *Frontiers in Plant Science*, 9. 2018.
- Oliveira F.C, Mattiazzo M.E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**. 58: 807-812. 2001.
- Oliveira, L. R. **Metais pesados e atividade enzimática em Latossolos tratados com lodo de esgoto e cultivados com milho**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Jaboticabal, 2008. 108f.
- Pereira, Felipe Braga. **Modelagem trófica de um estuário hipersalino com intervenção antrópica (Ceará, Brasil)**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará. 2018, 38 f.
- Pilon-Smith, E. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56: 15-39, 2005.

- Potter, I. C.; Chuwen, B. M.; Hoeksema, S. D.; Elliott, M. The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 87, p. 497-500, 2010.
- Pritchard, D.W. What is an estuary: physical viewpoint: *Estuaries*, A.A.A.S. Publ. Washington, D. C. In: G.H. Lauf (ed.) 83, p.3-5, 1967.
- Qadir, M.; et al.. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. *Advances in Agronomy*, v.96, p.197-247, 2007
- Richards, L. A.. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington D.C.: U.S. Salinity Laboratory. (USDA. Agriculture Handbook, 60). 160p, 1954.
- Santos, G. O. **Crescimento, nutrição e estrutura do lenho juvenil de três espécies florestais com potencial de fitorremediação em solos contaminados com petróleo**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) –Universidade Federal do Paraná, Paraná/Brasil, 2006. 194 f.
- Santos, K. C. F., et al. Atividade biológica em solo salino sódico saturado por água sob cultivo de *Atriplex nummularia*. **Revista Ciência Agronômica**. p.619-627, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rca/v42n3/07.pdf>>. Acesso em: 24 out. 2019.
- Shabala, S, Hariadi Y, Jacobsen S-E. Genotypic difference in salinity tolerance in quinoa (*Chenopodium quinoa*) is determined by differential control of xylem Na⁺ loading and stomatal density. **Journal of Plant Physiology**. 906-914. 2013
- Sharma, A., Gontia, I., Agarwal, P. K., & Jha, B. Accumulation of heavy metals and its biochemical responses in *Salicornia brachiata*, an extreme halophyte. **Marine Biology Research**, 511–518, 2010.
- Silva, E.B.; Nogueira, F. D.; Guimarães P. T.G. **Análise de cloreto em tecido vegetal**. 1999.
- Silva, Fábio Cesar da. **Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes**. Organizador Fábio César da Silva. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2 ed. Ver. Ampl. Brasília, DF, Embrapa, 2009. 627 p.
- Silva, M. T. da. **Análise dos índices de Geodiversidade e do potencial de prejuízos econômicos face à erosão costeira para fins de planejamento territorial em Areia Branca (RN)**. (Dissertação de Mestrado). Mossoró-RN: Pós-graduação em Ciências Naturais, UERN., 51 p. 2016.
- Silva, T. J., et al... Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais: Panorama Atual e Perspectivas de uso de Espécies Florestais. *Rev. Virtual Quim*. Vol.: 11, nº. 1, 2019.
- Siqueira-Silva, A. I. et al. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of resting subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 78, p. 265-275, 2012.
- Sobral, L. F., et al.. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 13 p.

- Souza, A.K. R.; Morassuti, C. Y.; Deus, W. de B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. *Acta Biomedica Brasiliensia*. V.9/ nº 3, p. 95-106, 2018
- Souza, L. A. et al. Tolerância e potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo micorrízico arbuscular *Glomus etunicatum* em solo contaminado por chumbo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 1441-1451, 2011.
- Taiz, L.; Zeiger, E.; Møller, I. M.; Murphy, A.. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. – Porto Alegre: Artmed, 2017.
- Tanjung R.H.R, Hamuna B, A. Alianto. Assessment of water quality and pollution index in coastal waters of Mimika, Indonesia. **Journal of Ecological Engineering** 20:87-94, 2019.
- Teixeira, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. EMBRAPA, 3. ed. rev., e ampl. – Brasília, DF, Embrapa, 2017. 573 p.
- Terry, N.; Bañuelos, G. S. Phytoremediation of contaminated soil and water. Boca Raton: Lewis, 2000. 389 p.
- Tortora, G.J.; Funke, B.R.; Case, C.L. *Microbiologia*. São Paulo: Artmed, 2003.
- Van Oosten, M. J., & Maggio, A. Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Environmental and Experimental Botany*. p. 135–146, 2015.
- Uddin, M.M, Chen, Z., Huang L.. Cadmium accumulation, subcellular distribution and chemical fractionation in hydroponically grown *Sesuvium portulacastrum* [Aizoaceae]. **PLoS ONE**. 1-16, 2020.
- Wenzel, W. W. Rhizosphere processes and Management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. **Journal of Plant Soil**, Austria, sem paginação, 2008