



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

WILLIAM AXL SILVA VASCONCELOS

ATRIBUTOS DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA REGIÃO
JAGUARIBANA DO CEARÁ

FORTALEZA
2022

WILLIAM AXL SILVA VASCONCELOS

ATRIBUTOS DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA REGIÃO
JAGUARIBANA DO CEARÁ

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo do solo e da água, linha de pesquisa: Salinidade do solo e da água

Orientadora: Prof^a Dr^a Maria Eugenia Ortiz Escobar

FORTALEZA
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- V451a Vasconcelos, William Axl Silva.
Atributos do solo sob diferentes sistemas de manejo na região Jaguaribana do Ceará / William Axl Silva Vasconcelos. – 2022.
66 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2022.
Orientação: Profa. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar.
1. Manejo do solo. 2. Qualidade da água. 3. Salinidade. 4. Nutrientes. I. Título.

CDD 631.4

WILLIAM AXL SILVA VASCONCELOS

ATRIBUTOS DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA REGIÃO
JAGUARIBANA DO CEARÁ

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo. Área de concentração: Manejo do solo e da água, linha de pesquisa: Salinidade do solo e da água

Orientadora: Prof^a Dr^a- Maria Eugenia Ortiz Escobar

Aprovado em: 08/04/2022

BANCA EXAMINADORA

Prof^a Dr^a Maria Eugênia Ortiz Escobar (Orientadora)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Helon Hebano de Freitas Sousa (Examinador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez (Examinador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. David Correia dos Anjos (Examinador)

Universidade Estácio de Sá

Ao senhor Jesus Cristo, todo poderoso.

Aos meus pais, Meire Helem Silva do Nascimento e Francisco Vladimir Oliveira Vasconcelos que sempre me apoiaram e acreditaram no meu potencial. A minha querida esposa Maria de Fátima Oliveira Bernardino Vasconcelos, que esteve presente ao longo desta caminhada, me dando amparo e conforto. Ao meu irmão, Christopher Heitor Silva Vasconcelos, no qual se fez um grande amigo e companheiro. Amo todos vocês.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por toda a força que tem me dado ao longo dos anos e os momentos de superação.

Aos meus pais e irmão, que sempre se faziam presentes em minha vida me dando o conforto e segurança familiar.

A minha esposa, que me fez ser forte mesmo em momentos difíceis e por todo o apoio incondicional.

A minha orientadora Prof^a Dr^a Maria Eugênia Ortiz Escobar, que me possibilitou a realização deste estudo além de ser um exemplo como orientadora.

Ao Prof Dr. David Correia por possibilitar a coleta do material para a realização do estudo, pelas palavras amigas e conselhos.

Ao Prof Dr. Fernando Felipe Ferreyra Henandez pelas contribuições ao longo do tempo.

Aos membros do grupo Qualidade do solo e Química Ambiental - QSQA, que se fizeram essenciais nessa trajetória por suas imensas contribuições e dicas.

Ao Crisanto Dias por todos os ensinamentos no laboratório.

Aos técnicos de laboratório e funcionários da Funceme: Antônio José Duarte de Meneses e Amilson Florêncio da Costa que se fizeram essenciais nessa trajetória.

Aos membros da Fazenda Nova Agro, pela disponibilidade e oportunidade de realização deste trabalho.

Aos professores do Departamento de Ciências do Solo – UFC, que se fizeram importantes para a minha formação como profissional e cidadão.

Aos colegas de Pós-graduação Mateus Guimarães da Silva, Rovenne Luiza Silva, Thais da Silva Martins, e aos demais colegas do programa.

A todas as pessoas que de algum modo foram importantes para a realização deste trabalho, o meu muito obrigado.

RESUMO

Ao longo do tempo os diferentes usos da terra vêm contribuindo com a perda da qualidade química, física e biológica do solo, sendo atrelada principalmente ao cultivo convencional. Se manejado de forma errônea, este sistema por meio de operações com máquinas agrícolas em excesso, aplicação de produtos fitossanitários e fertilizantes em demasia ou até a utilização da água de irrigação de má qualidade, podem acarretar prejuízos enormes às propriedades do solo. O presente estudo teve como objetivo avaliar a influência dos sistemas de cultivo convencional com irrigação e sequeiro, e em área de preservação nos atributos do solo durante um ciclo produtivo do algodoeiro em região Jaguaribana do Ceará. Foram selecionadas áreas de produção agrícola, localizadas no município de Tabuleiro do Norte no estado do Ceará, sob cultivo convencional com irrigação (CCI) e em sequeiro (CCS) de algodão, assim como uma área de preservação (AP), próxima às áreas cultivadas. Foram coletadas 4 amostras compostas de solo em cada área nas camadas de 0,0 – 0,1 e 0,1 – 0,2 m aos 65 e 130 dias após o plantio (DAP). Também foi avaliada a qualidade da água de irrigação, sendo coletadas amostras no mesmo período. Foram realizadas análises de caracterização química [pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , H^+ , Al^{3+} , Cu, Fe, Mn e Zn condutividade elétrica (CE) e carbono orgânico (CO)] e física [análises de argila dispersa em água, grau de floculação, densidade do solo e porosidade total]. A avaliação da qualidade da água foi realizada com base nos valores de pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , condutividade elétrica (CE), carbonato, bicarbonato, cloreto e razão de adsorção de sódio (RAS). A análise dos dados foi realizada com estatística descritiva, análise de variância e comparação de médias pelo teste de Tuckey ($P < 0,05$). Também foram realizadas análises multivariadas de análise de componentes principais (ACP) e agrupamento (AA), com o intuito explicar a relação entre os sistemas de manejo e os atributos do solo. Foram utilizados os programas estatísticos ASSISTAT 7.7 SIGMAPLOT versão 14 e PAST. Os resultados mostraram que o CCI apresentou acréscimo de sais solúveis no solo quando comparado a AP e CCS, devido a adição de sais pela água de irrigação muito embora, não tenha atingido status de solo afetado por sais. Os maiores valores de densidade do solo e menores de porosidade total foram observados no CCI. A água de irrigação foi classificada como de boa qualidade (C2S1) entretanto, com tendência em contribuir com o acúmulo de sais no CCI.

Palavras-chave: manejo do solo; qualidade da água; salinidade; nutrientes.

ABSTRACT

Over time the different uses of the land have contributed to the loss of the chemical, physical and biological quality of the soil, mainly linked to conventional cultivation. If handled incorrectly, this system, by means of excessive operations with agricultural machinery, the application of too many phytosanitary products and fertilizers, or even the use of poor quality irrigation water, can cause enormous damage to soil properties. The objective of the present study was to evaluate the influence of conventional irrigated and rainfed cultivation systems, and in a preservation area, on soil attributes during a cotton production cycle in the Jaguaribana region of Ceará. Agricultural production areas were selected, located in the municipality of Tabuleiro do Norte in the state of Ceará, under conventional irrigated (CCI) and rainfed (CCS) cotton cultivation, as well as a preservation area (AP), close to the cultivated areas. Four composite soil samples were collected from each area in the 0.0 - 0.1 and 0.1 - 0.2 m layers at 65 and 130 days after planting (DAP). The quality of irrigation water was also evaluated, and samples were collected in the same period. Chemical characterization [pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, H⁺, Al³⁺, Cu, Fe, Mn and Zn electrical conductivity (EC) and organic carbon (OC)] and physical [water dispersed clay, flocculation degree, soil density and total porosity] analyses were performed. Water quality assessment was performed based on pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, electrical conductivity (EC), carbonate, bicarbonate, chloride, and sodium adsorption ratio (SAN) values. Data analysis was performed with descriptive statistics, analysis of variance, and comparison of means by Tuckey's test ($P < 0.05$). Multivariate principal component analysis (PCA) and cluster analysis (PCA) were also performed to explain the relationship between management systems and soil attributes. The statistical programs ASSISTAT 7.7 SIGMAPLOT version 14 and PAST were used. The results showed that the ICC presented an increase of soluble salts in the soil when compared to AP and CCS, due to the addition of salts by irrigation water, although it did not reach the status of a soil affected by salts. The highest soil density and lowest total porosity values were observed in the CCI. The irrigation water was classified as good quality (C2S1) however, with a tendency to contribute to the accumulation of salts

Key words: soil management; water quality; salinity; nutrients.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Precipitação mensal (mm) na fazenda Nova Agro.....	18
Figura 2 - Gráfico Biplot mostrando a projeção das variáveis nos dois primeiros componentes principais, considerando as áreas, épocas e profundidades de avaliação.....	52
Figura 3 - Dendograma da análise de agrupamentos em função da área de preservação (AP), cultivo convencional em sequeiro (CCS) e cultivo convencional irrigado (CCI) entre épocas e profundidades de avaliação.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Caracterização física e química dos solos avaliados, Tabuleiro do Norte, CE.....	24
Tabela 2 -	Caracterização da água para fins de irrigação. e de precipitação.....	25
Tabela 3 -	Parâmetros físicos de solo nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP.....	26
Tabela 4 -	Valores de pH, acidez potencial e carbono orgânico nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP.....	29
Tabela 5 -	Valores das bases do solo e capacidade de troca de cátions nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP.....	34
Tabela 6 -	Valores condutividade elétrica (CE), porcentagem de sódio trocável (PST) e Razão de adsorção de Sódio (RAS) nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP.....	38
Tabela 7 -	Valores de ferro, cobre, manganês e zinco nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP.....	41
Tabela 8 -	Qualidade da água da chuva no CCS e da água do reservatório no CCI nas épocas de avaliação.....	45
Tabela 9 -	Grau de restrição quanto ao risco à salinidade na água de irrigação.....	47
Tabela 10 -	Grau de restrição quanto à sodicidade na água de irrigação.....	49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AA	Análise de agrupamento
AP	Área de preservação
Ca	Cálcio
CCI	Cultivo convencional com irrigação
CCS	Cultivo convencional em sequeiro
CP	Componentes principais
Cu	Cobre
DAP	Dias após o plantio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fe	Ferro
K	Potássio
LTDA	Limitada
Mn	Manganês
Mg	Magnésio
Na	Sódio
K	Potássio
T	Capacidade de troca de cátions total
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1	A cultura do algodão.....	13
2.2	O semiárido do nordeste brasileiro e o uso da terra.....	13
2.3	Qualidade do solo.....	14
2.4	A salinidade e seus efeitos ao solo.....	15
2.5	Impactos da água de irrigação na qualidade do solo.....	16
3	MATÉRIAL E MÉTODOS.....	18
3.1	Local e descrição da área de estudo.....	18
3.2.	Características dos sistemas de manejo.....	19
3.2.1	Sistema de manejo convencional com irrigação (CCI)	19
3.2.2	Sistema de manejo convencional em sequeiro (CCS).....	19
3.2.3	Área de preservação (AP)	19
3.3	Amostragem do solo e água.....	20
3.4	Análises de solo e água em laboratório	20
3.4.1	Análises físicas do solo.....	20
3.4.2	Análises químicas do solo.....	21
3.4.3	Avaliação da qualidade da água.....	22
3.5	Análise Estatística.....	23
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
4.1	Caracterização dos sistemas de manejos avaliados	24
4.2	Caracterização da água do reservatório e chuva.....	25
4.3	Qualidade física do solo.....	26
4.4	Qualidade química do solo.....	29
4.4.1	pH, acidez potencial e carbono orgânico.....	29
4.4.2	Bases do solo e capacidade de troca de cátions	34
4.4.3	Parâmetros associados à salinidade	38
4.4.4	Micronutrientes.....	41
4.5	Qualidade da água de irrigação.....	45
4.6	Análise de componentes principais (ACP).....	50
4.7	Análise de agrupamento (AA).....	53
5	CONCLUSÕES.....	56

REFERÊNCIAS.....	57
-------------------------	-----------

1 INTRODUÇÃO

A busca pelo aumento na produção agrícola é essencial para garantir a geração de alimentos e recursos energéticos para a população, sendo um dos grandes exemplos a cultura do algodoeiro na região semiárida brasileira, cultivada principalmente por meio do sistema de cultivo convencional. Dentre as características desse sistema, têm-se uso da irrigação, a aplicação de fertilizantes e o revolvimento do solo por meio da passagem de maquinários e implementos agrícolas.

Outro fator importante são as condições edafoclimáticas no cultivo agrícola. Por exemplo, na região semiárida onde exhibe elevadas temperaturas, faz com que haja o acúmulo de sais solúveis na superfície do solo, mediante a evaporação da água, levando-os a adquirirem a condição de salino, sódico ou salino-sódico, impactando diretamente nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Além disso, a qualidade da água de irrigação associado ao seu manejo de forma errônea também pode impactar de forma negativa no solo, podendo levar a estágios de degradação.

Diante disso, conhecer a qualidade edáfica e da água de irrigação é fundamental para o planejamento adequado do uso e manejo do solo no sistema produtivo, principalmente em região semiárida, onde problemáticas como o excesso de sais são corriqueiros. A partir das questões supracitadas, fica evidente a necessidade do monitoramento e avaliação das formas de utilização das tecnologias empregadas nos sistemas de cultivo convencional, para que se possa averiguar alterações nos atributos do solo de acordo com o uso da terra em região semiárida.

O presente trabalho parte da hipótese de que o sistema de cultivo convencional com irrigação em área cultivada com algodão promove maiores reduções nos atributos do solo quando comparado ao cultivo convencional em sequeiro cultivado com algodão e área de preservação em semiárido brasileiro. Assim, objetivou-se avaliar a influência de diferentes sistemas de manejo nos atributos do solo ao longo do ciclo de produção do algodão, localizada na região de Jaguaribana do Ceará.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A cultura do algodão

O algodão (*Gossypium hirsutum* L.) tem bastante destaque quanto ao seu uso e funcionalidade para o ser humano, uma vez que seu principal produto comercial é a fibra, no qual tem extrema importância para confecção de roupas para a população. O óleo também é outro produto que merece destaque, pois serve para a alimentação humana e produção de biodiesel (BELTRÃO; AZEVEDO, 2008).

O cultivo de algodão é praticado em mais de 60 países, com área superior a 35 milhões de hectares e com produção maior que 24 milhões de toneladas, sendo Índia, China, Estados Unidos, Paquistão e Brasil, os principais países produtores (USDA, 2018).

Em 2017, foram cultivados cerca de 939,1 mil hectares de algodão no Brasil, gerando uma produção de 1.529,5 mil toneladas de fibra. A região Centro-Oeste e Nordeste são as principais produtoras, detendo mais de 97,6% da produção nacional (CONAB, 2018), devido às condições climáticas bem definidas, que possibilitam a elevada produção da cultura e conseqüentemente maior qualidade da fibra, atendendo as exigências principalmente das indústrias têxteis.

Na região Nordeste do Brasil, os anos de 1960 a 1970 ficaram conhecidos como a era do “Ouro Branco”, pois a região tinha mais de 12% da área plantada no mundo (BELTRÃO, 2003). Entretanto, em meados dos anos 80, a propagação do bicudo (*Anthonomus grandis*) associado com elevadas tarifas alfandegárias usadas na importação da pluma do algodão, contribuiu com o drástico declínio na produção da cultura (SANTOS et al., 2008). Apesar da redução na produção do algodoeiro na região, atualmente, a cotonicultura é uma das atividades agrícolas de maior importância econômica para Brasil, pois é cultivado em mais de quinze estados, graças aos avanços científicos que permitiram o melhoramento genético, visando maiores rendimentos da cultura mesmo em condições adversas (CHITARRA, 2014).

No tocante ao sistema de manejo do solo, o cultivo convencional tem grande destaque pelo uso de operações com máquinas agrícolas para o preparo do solo, principalmente a aração e gradagem, o uso de fertilizantes, defensivos agrícolas e irrigação. Este sistema de manejo, se realizado de forma errônea, leva à degradação química, física e biológica do solo ao longo do tempo, promovendo o acúmulo de sais advindos da água de irrigação contribuindo com a redução do potencial produtivo do solo e perda de sua qualidade (LAMAS et al., 2016).

Portanto, a modificação no uso da terra e o sistema de manejo que será adotado para a produção agrícola tem influência direta na qualidade do solo (JÓZEFOWSKA et al., 2020).

2.2 O semiárido nordestino brasileiro e o uso da terra

A região Nordeste, com seus 980.134 km² de extensão e suas características como elevadas temperaturas e sazonalidade climática, possibilita uma grande diversidade ambiental e, por consequência, de solos. Deste modo, as principais classes de solos desta região estão distribuídas da seguinte forma: Latossolos (29,5%), Neossolos (24,0%), Argissolos (16,7%), Luvisolos (8,7%), Planossolos (7,3%), Plintossolos (6,3%), Cambissolos (3,4%), outros (3,2%) (EMBRAPA, 2014).

Uma das grandes dificuldades dos solos na região Nordeste é a manutenção de sua qualidade uma vez que, as regiões semiáridas do nordeste brasileiro têm como característica: má estruturação, níveis elevados de salinidade, déficit hídrico, elevadas temperaturas, baixa quantidade de matéria orgânica e nutrientes no solo (SOUSSI; FERJANI, 2016). Além disso, outros aspectos da região é a presença de relevo variável, sazonalidade climática elevada, solos rasos e pedregosos (ARAÚJO, 2011).

Dentre os biomas presentes no semiárido brasileiro, a Caatinga é predominante, com extensão em torno de 826.411 km². Entretanto, as ações antrópicas estão promovendo a redução de sua abrangência, onde cerca de 42,6% da sua área original já está desmatada (LIMA, 2015). Além disso, este bioma apresenta como uma de suas principais características a baixa precipitação pluviométrica com chuvas concentradas em poucos meses do ano (PACHECO; SANTOS, 2019).

No Estado do Ceará, há diferentes formas de exploração agrícola principalmente pelo binômio algodão-pecuária, juntamente com o desmatamento da vegetação para produção de lenha, madeira e carvão, os quais promovem a degradação dos solos da região (SÁ et al., 1994). Além disso, algumas regiões do semiárido estão em processo de desertificação devido à substituição da mata nativa por culturas (GARDA, 1996)

Uma das grandes problemáticas na região semiárida é a intensificação do uso da terra, contribuindo com a maior degradação do solo, sendo as vezes cultivado com monoculturas intermitentes com utilização de equipamentos inadequados para o preparo do solo ou sem cobertura vegetal (AYANGBENRO; BABALOLA, 2020; DA ROCHA JUNIOR et al., 2014).

2.3 Qualidade do solo

A qualidade do solo pode ser definida como “A capacidade de um dado solo em realizar suas funções, de tal modo possibilitar a sustentação do ecossistema biológico, além de manter ou melhorar a qualidade da água, ar e solo, promovendo assim a saúde vegetal e animal (DORAN; PARKIN, 1994).

A qualidade do solo pode ser dividida em dois componentes: I – É denominada setor estático, quando se refere à capacidade do solo em estimular o crescimento de plantas e; II –

Setor dinâmico, no qual faz menção às alterações do solo devido a influência do uso e seu manejo pelo homem. Os nutrientes que se encontram de forma natural no solo para absorção pelas plantas é um exemplo da qualidade estática do solo, já o uso de diferentes tipos de fertilizantes químicos, pesticidas, inseticidas, e fungicidas, além da irrigação do solo por águas residuais, que fazem com que haja mudanças nas propriedades do solo são exemplos da qualidade dinâmica do solo (REZAPOUR; SAMADI, 2011). Desta forma, as alterações do uso da terra por meio do mau manejo contribuem com a degradação dos solos, promovendo a erosão do solo e comprometendo a sua qualidade (BRUUN et al., 2015).

Com relação aos principais indicadores da qualidade do solo do ponto de vista químico, destacam-se o pH, condutividade elétrica, capacidade de troca de cátions, matéria orgânica e o balanço das bases no solo (THAKUR; SHARMA, 2019). Do ponto de vista da qualidade física, os principais indicadores estão relacionados com a agregação do solo, estrutura, macroporosidade e outros processos envolvidos com o movimento de água e troca de ar no solo (SHAHAB et al., 2013). A partir desses indicadores, é válido salientar que o uso intenso do solo e a diminuição da cobertura vegetal, tem levado à degradação dos recursos naturais, em especial, redução da fertilidade do solo, a associação de monocultura contínua e o uso de equipamentos inadequados tem resultado na rápida degradação do solo (AYANGBENRO; BABALOLA, 2020).

Outro fator de grande relevância para a qualidade do solo é a salinidade, pois com o excesso de sais, há efeitos negativos nas propriedades químicas, físicas e biológicas, além de efeitos adversos na qualidade da água, na produtividade das culturas e conseqüentemente na redução qualidade do solo (ARAGÜÉS et al., 2015).

2.4 A salinidade e seus efeitos no solo

Solos afetados por sais são classificados quanto sua condutividade elétrica (CE) na solução do solo, sendo mensurada através do extrato de saturação do solo (ECe), obtendo-se valores também da porcentagem de sódio trocável (PST) e relação de adsorção de sódio (RAS) (BUTCHER et.al., 2016).

A ocorrência da salinidade em solos está intimamente associada com as elevadas taxas de evapotranspiração atrelado à utilização de águas para irrigação de má qualidade, permitindo o acúmulo de sais no solo após a evaporação da água (YASUOR et al., 2020). As águas de irrigação têm em sua composição sais dissolvidos, os quais podem ser depositados no solo com a evaporação da água, acarretando diversos efeitos nocivos, principalmente em regiões áridas e semiáridas, como o Nordeste do Brasil (MEDEIROS et al., 2016).

Solos salinos, sódicos ou salino – sódicos dão origem a problemas de caráter físico, químico e microbiológico no sistema solo-planta-água. A salinidade afeta a redistribuição da água e movimento do ar no solo, além da capacidade de armazenamento de água pelas plantas assim como a absorção desta pelas raízes, tendo impactos negativos no desenvolvimento de plantas cultivadas (OSTER; JAYAWARDANE, 1998). Já a sodicidade, tem efeitos severos nas propriedades físicas do solo, mais precisamente na estrutura, destruindo sua estabilidade através da dispersão dos coloides pelo excesso de sódio, impactando assim na condutividade hidráulica, infiltração e permeabilidade do solo. Tais características de solos sódicos, associado a altos valores de pH, acarretam uma redução na fertilidade dos solos (QADIR; SCHUBERT, 2002).

O efeito dos sais na deterioração da estrutura do solo dá-se da seguinte forma. Os cátions monovalentes são atraídos pelas partículas de argila carregada negativamente, com isso há a dispersão das argilas. Em contraste, os cátions divalentes quando interagem com as partículas de argila promovem a agregação, dando suporte a estabilidade na porosidade do solo e a melhoria na circulação do ar e água através dos poros. Desta forma, a dispersão dos coloides no solo é promovida através das forças repulsivas em solos dominados por Na^+ e K^+ , já quando os cátions presentes são Ca^{2+} e Mg^{2+} , tendem à floculação do solo (LITALIEN; ZEEB, 2020).

2.5 Impactos da água de irrigação na qualidade do solo

A qualidade da água de irrigação e sua disponibilidade tem influência direta no equilíbrio da biodiversidade, saúde humana e na sobrevivência das populações terrestres (SOUZA et al, 2014), pois contribui com o maior rendimento nos sistemas produtivos e permite o estabelecimento de culturas durante o ano todo, além da redução de perdas de produtividade devido a intempéries climáticas (KNAPP; HUANG, 2017).

Dentre os critérios para a avaliação da qualidade da água a salinidade merece destaque, uma vez que as águas salinas podem comprometer as diversas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo com consequência na perda da produtividade das culturas, devido ao efeito tóxico de íons absorvidos pelas plantas e acréscimo da pressão osmótica no solo. Portanto, o emprego da água com excesso de sais contribui para a inviabilidade do seu uso na produção agrícola (DI GIOIA et al., 2018). Entretanto, o constante aumento da população, também gera expectativas para que a agricultura irrigada exerça papel fundamental na garantia da segurança alimentar em nível global (SINGH, 2020).

A salinidade e sodicidade do solo têm ocorrência devido a processos de origem natural e/ou antrópica, podendo atuarem de forma conjunta ou não. No que se refere à forma natural, o aumento de sais no solo é devido ao material de origem ricos em sais em sua composição, como por exemplo o feldspato, além disso a topografia do terreno e o transporte de sais são outros

fatores que incrementam a salinização dos solos (MEDEIROS et al., 2016). Quanto a via antrópica os principais meios estão relacionados com o manejo do solo pelo homem, como por exemplo o uso de pequenas lâminas de irrigação (FILHO et al., 2012).

A origem da salinidade em regiões áridas e semiáridas, também está vinculada a uso de água de má qualidade associado a elevados índices de temperatura anual, de modo que com a evaporação da água na superfície do solo, há o acúmulo de sais levando o solo a salinização (LIU et al., 2019a; COX et al., 2018).

Segundo Wang *et al.* (2015) o emprego de águas subterrâneas, com excesso de sais por anos consecutivos, gera efeitos negativos na qualidade do solo visto que, o acúmulo de sais nas camadas superficiais do solo é incrementado de acordo com a concentração desse Na^+ na água de irrigação.

Desta forma, torna-se essencial a avaliação das tecnologias empregadas nos sistemas de manejo, para, deste modo, avaliar os efeitos do uso da terra e seus impactos nas propriedades do solo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

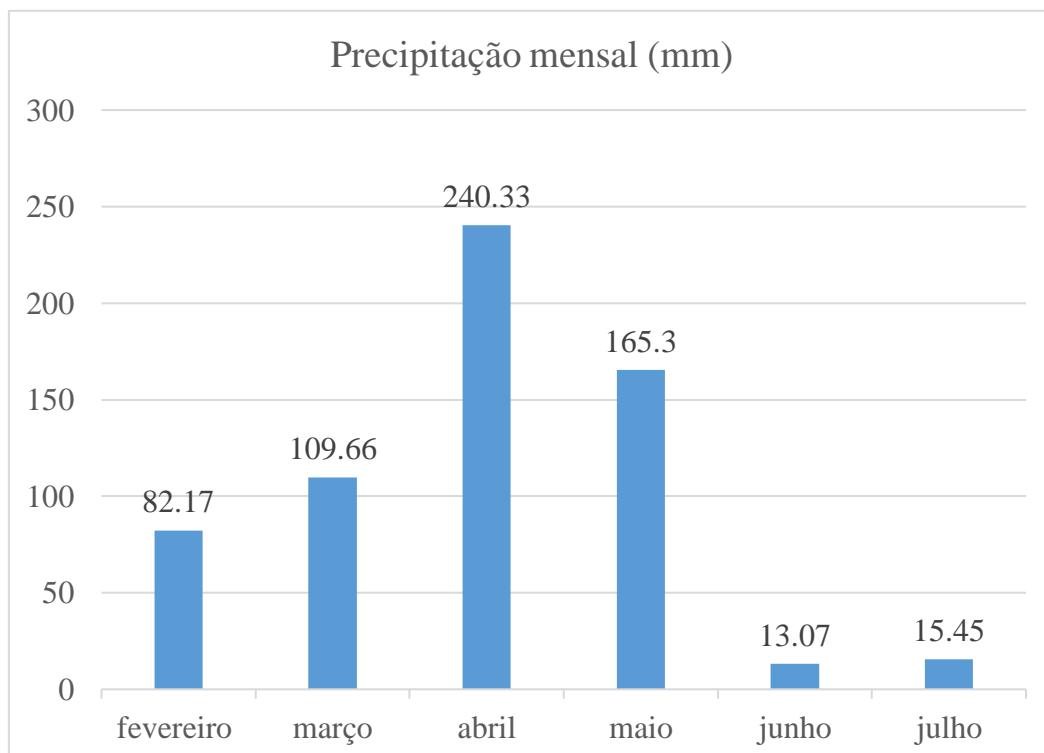
3.1 Local e descrição da área de estudo

Foram selecionadas três áreas pertencentes a Fazenda Nova Agro Agropecuária LTDA, empresa produtora de algodão localizada no município de Tabuleiro do Norte no estado do Ceará. A fazenda se encontra localizada na Latitude 5° 20' 27.6"S, Longitude 37° 58' 58.6"W, com distância de aproximadamente 239 km de Fortaleza. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é caracterizado como BSh (quente semiárido), com precipitação média anual de 794,8 mm e temperatura média anual entre 26 a 28 °C (IPECE, 2017). O solo é classificado como Cambissolo Flúvico Eutrofico (PRONASOLOS, 2021).

Atualmente a empresa possui cerca de 1500 ha, sendo cerca de 600 ha cultivados com algodão em cultivo convencional com irrigação, 200 ha cultivados com algodão cultivo convencional em sequeiro e cerca de 700 ha para benfeitorias e área de preservação.

Para o registro da precipitação mensal foram utilizados pluviômetros, com os respectivos valores de coleta apresentados na figura 1.

Figura 1 - Precipitação mensal (mm) na fazenda Nova Agro durante o período do experimento



Fonte - Autor

3.2 Características dos sistemas de manejo

Para a condução do experimento foram selecionadas 200 ha em cada sistema de manejo para a avaliação dos atributos químicos e físicos do solo.

3.2.1 Sistema de manejo convencional com irrigação (CCI)

O histórico do uso da área é recente, tendo iniciado as atividades no ano de 2021, por meio da conversão da mata nativa para o cultivo de trigo (*Triticum spp.*) que após um ciclo de produtivo, houve a exploração agrícola do algodão (*Gossypium hirsutum L.*), sendo este cultivo o principal objetivo comercial da empresa.

A área foi submetida a preparo físico com aração, gradagem e subsolagem até 0,5 m de profundidade. Quanto a adubação mineral, foram realizadas as aplicações dos seguintes fertilizantes: TopPhos, NPK - 20-0-20, ureia, superfosfato simples e nitrato de potássio distribuídos a lanço de acordo com a necessidade da planta em seu respectivo ciclo fenológico. Quanto a adubação de micronutrientes, foi realizada a aplicação foliar de Mn – 25 e multimicro com base na necessidade da planta.

Para o controle fitossanitário foram realizadas aplicações de fungicidas, herbicidas e inseticidas. A aplicação de fungicida na área consiste no uso do ingrediente ativo (i.a) Azoxistrobina e Difenconazol para controle preventivo de ramularia (*Ramularia areola*) (AGROLINK, 2021). Para o controle de ervas daninhas foi aplicado o herbicida com i.a Glifosato – sal de potássio (AGROLINK, 2021). Os inseticidas aplicados tinham como i.a malationa, para o controle de bicudo do algodoeiro (*Anthonomus grandis*) nas áreas de bordadura e, em áreas com maior número populacional da praga, as aplicações foram realizadas em área total. Para o controle de lagartas foi utilizado como i.a a Metomil (AGROLINK, 2021).

A irrigação foi realizada pelo sistema de pivô central, no qual a água foi advinda do aquífero Jandaíra com captação por meio de bombas em poços de 290m de profundidade e armazenadas em reservatório. O turno de rega foi de 3 dias com lâmina de 6 a 15 mm por rega.

3.2.2 Sistema de manejo convencional em sequeiro (CCS)

A área em cultivo convencional em sequeiro apresenta o mesmo histórico e manejo que a área de CCI de conversão para uso agrícola. Entretanto, as doses de fertilizantes e defensivos variaram de acordo com a necessidade da cultura.

3.2.3 Área de preservação (AP)

A área está localizada dentro da propriedade, próxima das áreas cultivadas e foi utilizada como referência das condições naturais, sem nenhuma atividade antrópica.

3.3 Amostragem do solo e água

Foram coletadas 4 amostras compostas de solo em cada área, obtidas com o auxílio de um trado holandês inox, nas camadas de 0 – 0,1 m e 0,1 – 0,2 m, a partir de 10 amostras simples. Em cada sistema de manejo foi levado em consideração, para a coleta das amostras simples, características como: homogeneidade textural, topografia, e cor do solo. A primeira coleta das amostras de solo ocorreu um mês antes do plantio do algodão, para a caracterização química e física do solo. Após a semeadura do algodão, o período de coleta consistiu a cada 65 dias após o plantio (DAP), totalizando 2 coletas ao longo do ciclo, sendo aos 65 DAP e aos 130 DAP. Foram coletadas amostras de água do reservatório utilizada para a irrigação no cultivo convencional com irrigação (CCI). Para a coleta da água do reservatório foram retiradas amostras em 10 pontos na margem do reservatório com auxílio de garrafas de 2L hermeticamente fechadas, já no cultivo convencional em sequeiro (CCS) o recolhimento das amostras de água deu-se por meio dos pluviômetros após a precipitação. Após a coleta das amostras de solo e água, estas foram acondicionadas em sacos plásticos e em garrafas plásticas de 2L fechadas hermeticamente respectivamente, e levadas para o Departamento de Ciências do Solo (DCS) do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará. As amostras de solo foram secas ao ar e, posteriormente, destorroadas e passadas em peneira de 2,00 mm de malha, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA), já as amostras de água foram armazenadas em geladeira, para posteriores análises.

3.4 Análises de solo e água em laboratório

Foram realizadas análises de caracterização, das propriedades físicas e químicas dos solos, de acordo com as metodologias descritas por Teixeira et al. (2017):

3.4.1 Análises físicas do solo

A análise granulométrica foi determinada segundo o método da pipeta (GEE; BAUDER, 1986) com a dispersão de 20 g de TFSA com NaOH 1 mol L⁻¹. As areias foram separadas em peneira com abertura da malha de 0,053 mm de diâmetro. O silte e a argila foram separados por sedimentação, conforme a Lei de Stokes.

A argila dispersa em água foi determinada seguindo o método da pipeta. Posteriormente, com os valores de argila total e argila dispersa em água, também foi calculado o grau de floculação (TEIXEIRA et al., 2017), conforme equação 1:

$$GF = \frac{AT-ADA}{AT} \times 100 \quad (1)$$

Onde, GF – Grau de floculação (%); AT – Argila total; ADA – Argila dispersa em água.

A determinação da densidade do solo foi realizada com base no método da proveta, segundo a equação 2:

$$\rho_s = \frac{TFSE}{\text{Volume da proveta}} \quad (2)$$

Onde, ρ_s - Densidade do solo (Kg m^{-3}); TFSE – Massa do solo em terra fina seca em estufa (g); Volume da proveta (dm^3).

Para determinação da densidade de partículas foi utilizado o método do balão volumétrico, que consiste em colocar 20g de terra fina seca em estufa em um balão volumétrico de 50 mL, completando seu volume com álcool e determinação, segundo a equação 3:

$$\rho_p = \frac{m_s}{50 - \text{Volume de álcool}} \quad (3)$$

Onde, ρ_p - densidade das partículas (g dm^{-3}); m_s - massa do solo seco (g)

A porosidade total foi determinada pelo método indireto, seguindo a equação 4:

$$\text{Porosidade (\%)} = \left(1 - \frac{\rho_s}{\rho_p} \right) \times 100 \quad (4)$$

Onde, ρ_s – Densidade do solo (g dm^{-3}); ρ_p - densidade das partículas (g dm^{-3})

3.4.2 Análises químicas do solo

A reação do solo (pH) foi determinada em água, utilizando a relação solo:água na proporção de 1:2,5.

A determinação da acidez potencial (H+Al) foi realizada através da extração por meio de uma solução de acetato de cálcio e sua determinação por titulação com a utilização da solução de hidróxido de sódio.

A extração do alumínio trocável foi com solução de cloreto de potássio e determinado por titulação utilizando de hidróxido de sódio em presença do indicador azul de bromotimol.

Os cátions Ca + Mg foram extraídos utilizando uma solução de cloreto de potássio sendo determinados por titulação com solução de EDTA 0,0125N. A determinação do Ca foi realizada por titulação com EDTA 0,0125N em presença dos indicadores eriochrome black e murexida. Já a quantificação de Mg foi realizada por diferença entre (Ca + Mg) - Ca.

Os teores de Na e K foram extraídos com solução Mehlich-1 ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl + $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ de H_2SO_4) e quantificados por fotometria de chama.

A condutividade elétrica (CE) foi obtida mediante o extrato da pasta saturada e determinada em condutivímetro de bancada com escala de leitura direta em dS m^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

Os valores de capacidade de troca de cátions (T) e percentagem de sódio trocável (PST) foram calculados com base nos valores obtidos do complexo de troca.

O teor de carbono orgânico foi determinado por oxidação da matéria orgânica do solo com dicromato de potássio em presença de ácido sulfúrico.

A extração de Cu, Fe, Mn e Zn foi realizada com solução Mehlich-1 e determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

3.4.3 Análises de água

A avaliação da qualidade da água foi com base na metodologia descrita por Teixeira *et al.* (2017), assim:

O pH foi determinado utilizando-se um potenciômetro de bancada através da imersão do eletrodo nas amostras de água em becker de 100ml.

A condutividade elétrica (CE) foi realizada diretamente com uso de condutivímetro com célula de medição tipo pipeta.

A determinação de Na foi realizada utilizando fotômetro de chama. O fotômetro foicalibrado ajustando-o para leitura 0 (zero) com água destilada e para 100 (cem) com uma solução de 0,5 mmol de Na/L. Após a leitura foi então calculada a concentração de Na na água conforme a equação 5:

$$Na = L \times 0,005 \times Fd \quad (5)$$

onde: Na= número de milimoles de Na/L de solução (mmol L^{-1}); L= leitura da amostra; Fd: fator de diluição.

A determinação de K também foi realizada utilizando fotômetro de chama. O fotômetro foicalibrado ajustando-o para leitura 0 (zero) com água destilada e para 100 (cem) com uma solução de 0,5 mmol/L de KCl. Após a leitura foi então calculada a concentração de K na água segundo a equação 6:

$$K = L \cdot 0,005 \cdot Fd \quad (6)$$

Onde: K= número de milimoles de K/L de solução (mmol L^{-1}); L= leitura da amostra; Fd: fator de diluição.

A determinação dos teores de (Ca e Mg) foi realizada por titulação com EDTA 0,025N. Primeiramente foi coletada uma amostra de 25mL (V1) de água e transferido para erlenmeyer de 125mL, para posteriormente ser adicionados 5 mL de solução tampão pH 10 com 2 mL de indicador eriocrome black. e, em seguida, foi calculado o teor de Ca^{2+} e Mg^{2+} pela equação 7:

$$\text{Ca} + \text{Mg} = V_2 \times N \times 1000/V_1 \quad (7)$$

Onde: Ca + Mg = mmols_c de Ca + Mg /L de água; V1= volume da alíquota de água em ml; V2= volume de EDTA gasto na titulação em ml; N= normalidade do EDTA .

O teor de Ca foi determinado por titulometria com EDTA 0,025N havendo a coleta de uma alíquota de 25mL (V1) de água e transferência para erlenmeyer de 125mL com posterior

adição de KOH (20%) e 1 mL do indicador trietanolamina, em seguida ocorreu a titulação com EDTA 0,025N. O teor de Ca na amostra de água foi calculado de acordo com a equação 8.

$$Ca^{2+} = V_2 \times N \times 1000/V_1 \quad (8)$$

Onde: Ca^{2+} = mmol_c de Ca^{2+} /L de água; V_1 = volume da alíquota de água em ml; V_2 = volume de EDTA gasto na titulação em ml; N = normalidade do EDTA .

O teor de Mg^{2+} foi obtido por diferença entre o resultado ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$) - Ca^{2+} .

O teor de cloreto foi determinado por titulometria com $AgNO_3$. Foi colocada uma alíquota de 25mL da amostra de água (V_1) em erlenmeyer de 125ml e adicionadas 5 gotas de K_2CrO_4 (5%) e, então, titulado com $AgNO_3$ a 0,05N. Em seguida foi calculado o teor de cloreto pela equação 9:

$$Cl = V_2 \times N \times 1000/V_1 \quad (9)$$

Onde: Cl = mmols de cloreto/L de água; V_1 = volume da alíquota de água em ml; V_2 = volume de $AgNO_3$ gasto na titulação em ml; N = normalidade do $AgNO_3$.

Os carbonatos foram determinados pela titulação com H_2SO_4 a 0,01N com indicador fenolftaleína (0,5%). Em seguida foi feita a determinação de bicarbonatos também por titulação com H_2SO_4 a 0,01N com indicador alaranjado de metila (0,1%).

A razão de adsorção de sódio (RAS) foi obtida através da equação 10:

$$RAS = \frac{Na}{\frac{Ca+Mg}{2}} \quad (10)$$

Onde, as concentrações de Na, Ca e Mg são em mmol_c L⁻¹.

Uma alíquota de 20ml de cada amostra de água foi retirada, passada em filtro faixa azul e, em seguida, foi feita a determinação dos micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) em espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA)

3.5 Análise Estatística

A análise estatística foi realizada por meio estatística descritiva (média, desvio padrão e coeficiente de variação), sendo em seguida realizada a análise de variância (ANOVA) e comparação de médias teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$) utilizando o programa estatístico ASSISTAT 7.7 e SIGMAPLOT versão 14. Posteriormente ao teste de médias, os dados foram submetidos aos seguintes métodos de análise multivariada: Análise de componentes principais (ACP) e de agrupamento (AA) pelo software estatístico PAST, com o intuito explicar a relação entre os sistemas de manejo e qualidade do solo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos sistemas de manejos avaliados

Os resultados das análises químicas e físicas de caracterização das amostras de solo são apresentados na tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização física e química dos solos avaliados, Tabuleiro do Norte, CE

Variáveis	Camada (m)	AP	CCS	CCI	CV (%)
pH	0,0 – 0,1	6,42	7,03	6,21	5,11
	0,1 – 0,2	6,16	6,90	6,08	3,33
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	12,94	12,19	12,41	6,66
	0,1 – 0,2	11,03	10,57	10,69	8,31
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	6,63	5,75	4,75	10,26
	0,1 – 0,2	6,35	5,33	4,05	10,01
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	5,98	5,18	2,65	10,23
	0,1 – 0,2	5,90	4,38	2,60	11,02
Na (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	0,13	0,17	0,14	5,59
	0,1 – 0,2	0,14	0,15	0,13	2,52
K (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	0,42	0,72	0,38	8,83
	0,1 – 0,2	0,22	0,61	0,37	7,46
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	13,16	11,81	7,92	13,56
	0,1 – 0,2	12,66	10,47	7,16	9,40
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	1,40	0,24	2,5	7,84
	0,1 – 0,2	2,35	0,55	3,05	8,23
T (cmol _c dm ⁻³)	0,0 – 0,1	14,56	12,05	10,42	10,83
	0,1 – 0,2	15,01	11,02	10,21	7,13
V (%)	0,0 – 0,1	90,38	98,05	76,01	14,26
	0,1 – 0,2	84,34	94,99	70,12	13,54
PST (%)	0,0 – 0,1	0,91	1,37	1,31	12,48
	0,1 – 0,2	0,90	1,40	1,30	8,34
CE (dS m ⁻¹)	0,0 – 0,1	0,29	0,39	0,49	13,82
	0,1 – 0,2	0,12	0,31	0,55	9,88
Fe (mg kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	6,91	1,99	2,98	12,98
	0,1 – 0,2	6,81	2,92	4,68	7,09
Cu (mg Kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	1,19	0,62	1,20	8,05
	0,1 – 0,2	1,49	0,77	1,11	7,98
Mn (mg Kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	74,49	53,16	66,78	1,31
	0,1 – 0,2	48,12	37,04	57,65	2,41
Zn (mg Kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	1,31	0,74	0,47	7,07
	0,1 – 0,2	0,46	0,24	0,54	6,36
Areia (g kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	607,28	558,45	686,46	9,06
	0,1 – 0,2	559,09	517,78	643,24	8,96
Silte (g kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	176,53	207,61	157,74	10,16
	0,1 – 0,2	191,88	219,73	180,66	11,23
Argila (g kg ⁻¹)	0,0 – 0,1	216,19	233,94	155,80	9,58
	0,1 – 0,2	249,03	262,50	176,10	10,16
Classificação textural	0,0 – 0,1	Franco Argilo arenoso	Franco Argilo arenoso	Franco arenoso	-----

0,1 – 0,2	Franco Argilo arenoso	Franco Argilo arenoso	Franco arenoso	-----
-----------	-----------------------	-----------------------	----------------	-------

Fonte: Autor. AP: Área de preservação; CCS: Cultivo convencional em sequeiro; CCI: Cultivo convencional irrigado. CV: Coeficiente de variação.

Os resultados da tabela 1 mostram que os valores de pH na AP e CCI são levemente ácidos em ambas as camadas de avaliação. Já o CCS na camada superficial é neutro e na subsuperficial se aproximou da neutralidade. Os teores de carbono orgânico são similares em ambos os sistemas de manejo nas duas profundidades, provavelmente devido as áreas se configurem pelo mesmo tipo de vegetação antes da retirada da mata nos sistemas de cultivo convencional, possibilitando teores próximos ao da área de preservação. As bases do solo e a capacidade de troca de cátions foram maiores na seguinte ordem: AP>> CCS>>CCI. No que se refere a acidez trocável, em nenhum tratamento foi possível a quantificação dos íons Al^{3+} posto que, os valores de pH de todos os tratamentos em suas respectivas profundidades se encontram acima da faixa no qual o alumínio trocável se encontra disponível no solo. Tais resultados são esperados, uma vez que esse cátion não é expressivo em solos de clima semiárido, especialmente para valores de pH acima de 5,5 onde o Al^{3+} é precipitado (RICHARDS, 1954).

Se tratando da porcentagem de sódio trocável, os sistemas de cultivo convencional apresentaram maior percentual quando comparado a AP em ambas as profundidades. Do mesmo modo, a CE no CCS e CCI foi maior do que a área de preservação, muito pela contribuição do Ca e Mg. Quanto aos micronutrientes, pode-se observar elevados teores de Mn, quando comparado aos outros micronutrientes, possivelmente devido ao material de origem conter Mn em sua composição.

Com relação a textura do solo, a AP e CCS apresentaram a mesma classificação textural, sendo esta franco argilo arenoso, já o CCI foi caracterizado como franco arenoso

4.2 Caracterização da água do reservatório e chuva

Os resultados da análise de caracterização química da água do reservatório e da chuva são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização da água para fins de irrigação e de precipitação

Variável	Unidade	Água do reservatório	Água da chuva	CV (%)
pH	-----	8,76	5,92	1,53
Ca^{2+}	$mmol_c L^{-1}$	2,03	0,07	13,62
Mg^{2+}	$mmol_c L^{-1}$	1,90	0,29	6,49
Na^+	$mmol_c L^{-1}$	1,28	0,03	2,15

K ⁺	mmol _c L ⁻¹	0,69	0,02	4,00
Cl ⁻	mmol _c L ⁻¹	3,00	0,81	7,44
HCO ₃ ⁻	mmol _c L ⁻¹	5,12	0,31	1,67
CO ₃ ²⁻	mmol _c L ⁻¹	0	0	0
RAS	-----	0,91	0,09	2,45
CE	dS m ⁻¹	0,405	0,08	1,03

Fonte – Autor. CV: Coeficiente de variação.

Os resultados evidenciam fortes diferenças na qualidade das duas fontes de água, sendo a água do reservatório considerada com médio grau de restrição quanto a salinidade e baixa no que se refere a limitação de seu uso devido a sodicidade, sendo assim classificada como C2S1 segundo a classificação de Richards (1954).

4.3 Qualidade física do solo

Se tratando dos parâmetros físicos de qualidade do solo, a seguir são discriminados os respectivos valores médios de cada variável entre áreas, profundidade e épocas de avaliação na tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros físicos de solo nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP

Sistemas de manejo	Camada (m)	65 DAP	130 DAP	CV (%)
		Densidade do solo (Mg m ⁻³)		
AP	0,0-0,1	1,37 aA	1,33 cA	6,09
	0,1-0,2	1,31 aA	1,31 cA	2,50
CCS	0,0-0,1	1,29 aB	1,39 abcA	2,36
	0,1-0,2	1,28 aB	1,47 bcA	3,12
CCI	0,0-0,1	1,28 aB	1,47 aA	3,12
	0,1-0,2	1,24 aB	1,45 abA	1,63
Porosidade total (%)				
AP	0,0-0,1	44,95 bA	47,67 aA	9,02
	0,1-0,2	47,93 abA	47,70 aA	4,33
CCS	0,0-0,1	48,65 abA	45,31 abB	3,65
	0,1-0,2	48,87 abA	46,49 abB	4,13
CCI	0,0-0,1	48,79 abA	42,81 bB	5,05
	0,1-0,2	50,79 aA	43,00 bB	3,78
Argila dispersa em água (%)				

AP	0,0-0,1	9,80 bA	13,23 abcA	12,53
	0,1-0,2	12,76 abA	14,13 abA	10,13
CCS	0,0-0,1	14,70 abA	13,56 abcA	12,75
	0,1-0,2	14,63 abA	14,66 aA	10,07
CCI	0,0-0,1	10,06 abA	11,03 bcA	12,21
	0,1-0,2	11,56 abA	10,10 cA	8,79
Grau de flocculação (%)				
AP	0,0-0,1	46,21 aA	43,71 bA	12,64
	0,1-0,2	44,21 aA	42,83 bA	15,6
CCS	0,0-0,1	41,44 aA	43,13 bA	9,56
	0,1-0,2	42,72 aA	42,24 bA	16,31
CCI	0,0-0,1	44,91 aA	47,81 aA	12,10
	0,1-0,2	43,4 aA	49,07 aA	14,3

Fonte: Autor. Médias seguidas pela mesma letra minúscula entre colunas, e letra maiúscula, entre linhas, não apresentam diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

No que se refere a densidade do solo, observou-se que aos 65 DAP não houve diferença significativa entre as áreas de AP, CCS, e CCI e em ambas as profundidades. Entretanto, aos 130 DAP foi verificado diferença significativa entre os sistemas de manejo na camada superficial e subsuperficial, porém, não foi observado diferença entre profundidades. De mesmo modo, analisando a porosidade total entre os sistemas de manejo, não foi verificado diferença estatística aos 65 DAP tanto na camada superficial como subsuperficial contudo, aos 130 DAP houve diferença estatística na camada superficial, onde o menor valor de porosidade total foi no CCI (42,81%) e o maior na AP (47,67%) (Tabela 3).

Possivelmente, os maiores valores de densidade do solo e menores de porosidade total nos sistemas de cultivo convencional podem ser atribuídos à frequência na passagem de máquinas uma vez que, nesses sistemas de manejo, o controle fitossanitário e a realização de adubações foram realizadas com o auxílio de máquinas e implementos agrícolas que por sua vez, influenciam no aumento da densidade do solo e redução da porosidade total. Além disso, o fato da conversão de área de mata para o sistema agrícola de produção convencional, promove efeitos negativos na densidade e porosidade do solo (MOTA et al., 2015)

A densidade do solo é afetada pelas diversas formas de manejo. Li *et al.* (2022), estudando diferentes formas de cultivo, confirmaram que a conversão de área de mata para o cultivo convencional provoca aumento na densidade do solo, principalmente na camada

superficial, onde está mais susceptível a ação de máquinas e implementos agrícolas.

Outros autores como Martinkoski *et al.* (2017), comparando a porosidade total entre áreas de mata e de cultivo agrícola, observaram que houve menor porosidade total em áreas com manejo antrópico em relação às de preservação, pois nestas últimas não há presença de máquinas e a participação das raízes das árvores na formação de bioporos no solo, que em conjunto com a microbiota, contribuem para o aumento da porosidade total (PEREIRA SALES *et al.*, 2016). Diante disso, pode-se observar que, os maiores valores de porosidade total estão associados com os menores de densidade do solo (Tabela 3).

Trabalhos como os de Hao *et al.* (2019) mostram que o tipo de vegetação atua diretamente nos valores de densidade do solo, sendo que as áreas de floresta nativa apresentam menores valores de densidade quando comparadas a áreas de cultivo posto que, nas áreas de mata, a profundidade de ação das raízes é maior do que em áreas de cultivo com culturas perenes, influenciando também na porosidade do solo. Além disso, o aporte de biomassa sobre o solo na AP pode ter contribuído para a menor densidade do solo. Desta maneira, é justificável que o menor valor de densidade do solo foi na AP aos 130 DAP (Tabela 3).

No tocante a densidade do solo e porosidade total entre épocas de avaliação, pode-se observar que nos sistemas de cultivo convencional em ambas as profundidades, houve um aumento com o tempo da densidade e redução na porosidade total, reforçando que estes são inversamente proporcionais (Tabela 3). Desta forma, a movimentação de máquinas e implementos agrícolas sobre o solo, causa não somente efeitos no aumento na densidade do solo, mas também implicações quanto à redução na porosidade total, devido a alteração na distribuição dos poros por tamanho mediante ao aumento da densidade do solo. Além disso, com a diminuição da porosidade total, ocorrem modificações na dinâmica da água e gases no solo devido ao rearranjo dos poros, além de contribuir com alterações no armazenamento de água e mudanças na capacidade de infiltração do solo (OLIVEIRA FAGUNDES *et al.*, 2019).

Outra questão importante é a relação da textura e a densidade do solo onde há uma classificação de valores críticos de densidade em função do teor de argila (MICHELON *et al.*, 2007), sendo o CCI classificado na faixa de 0 – 20% de argila com limiar de $1,6 \text{ Mg m}^{-3}$, não foram observados valores de densidade do solo acima do limite estabelecido pelos autores. Já o CCS é agrupado no intervalo de 20 – 30% de argila com limiar de $1,55 \text{ Mg m}^{-3}$, não sendo observado também valores acima do limite. Mesmo que os valores de densidade no CCS e CCI não tenham ultrapassado o limite crítico em suas respectivas classes é válido salientar que ambos os sistemas de manejo promoveram o aumento da densidade do solo e redução da porosidade total, refletindo negativamente nesses atributos do solo.

Com relação a argila dispersa em água (ADA), não houve diferença estatística entre os sistemas de manejo em ambas as profundidades aos 65 DAP. Já aos 130 DAP, foi observado diferença estatística entre os sistemas, onde o menor valor foi verificado no CCI (10,10 %) e o maior no CCS (14,66 %) na camada subsuperficial em ambos os casos. Uma das possíveis causas que pode ter contribuído para a maiores valores de ADA no CCS é pelo maior teor de argila nessa área, onde naturalmente seria mais susceptível a ação de íons dispersantes como o Na^+ e K^+ . O sódio por possuir um elevado raio iônico quando hidratado, tem o potencial de aumentar a espessura da dupla camada difusa, reduzindo a atração entre as argilas de modo a promover a dispersão do solo (SPOSITO et al., 2008). Uma vez que o sódio e outros sais são lavados do perfil do solo, essa capacidade de dispersão é inibida havendo uma maior floculação, refletindo assim na diminuição da ADA.

No que diz respeito ao grau de floculação entre sistemas de manejo, não houve diferença significativa entre as áreas aos 65 DAP na camada superficial e subsuperficial (Tabela 3). Entretanto, aos 130 DAP observou-se que houve diferença estatística no grau de floculação no CCI dos outros sistemas de manejo.

Outra questão importante é que o incremento de carbono orgânico no CCI (Tabela 4) pode ter refletido no maior grau de floculação nesse sistema de manejo. Autores como Basga *et al.* (2018) estudando os impactos das formas de uso da terra na dispersão e floculação das argilas no norte do Camarões evidenciaram que, a matéria orgânica contribui com o aumento no grau de floculação dos solos. Geralmente, constituintes orgânicos como raízes e materiais húmicos reagem com argilas levando à formação de complexos argilo-orgânicos que são fundamentais para o grau de floculação (COULOMBE; WILDING; DIXON, 1996).

Considerando os resultados aqui apresentados, fica evidente que o sistema de cultivo convencional influencia negativamente na qualidade física do solo, principalmente quando se refere a atributos como a densidade e porosidade total.

4.4 Qualidade química do solo

4.4.1 pH, acidez potencial e carbono orgânico

Na tabela 4 são apresentados os valores médios de pH, acidez potencial e carbono orgânico entre áreas, profundidades e épocas de avaliação.

Tabela 4 – Valores de pH, acidez potencial e carbono orgânico nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP

Sistemas de manejo	Camada (m)	65 DAP	130 DAP	CV (%)
		pH		

AP	0,0-0,1	6,63 a A	6,39 b B	2,47
	0,1-0,2	6,64 a A	6,38 b B	1,26
CCS	0,0-0,1	6,54 a A	6,70 a A	2,32
	0,1-0,2	6,61 a A	6,71 a A	1,20
CCI	0,0-0,1	6,61 a A	6,54 ab A	1,33
	0,1-0,2	6,50 a A	6,60 ab A	3,00
Acidez potencial (cmol _c dm ⁻³)				
AP	0,0-0,1	6,26 a A	3,60 ab B	8,53
	0,1-0,2	6,13 a A	3,93 a B	7,60
CCS	0,0-0,1	3,13 ab A	2,40 c B	6,57
	0,1-0,2	3,24 ab A	2,66 bc B	8,34
CCI	0,0-0,1	2,53 b A	2,46 bc A	9,81
	0,1-0,2	2,40 b A	1,86 c A	9,78
Carbono orgânico (mg kg ⁻¹)				
AP	0,0-0,1	13,30 a B	14,93 ab A	5,74
	0,1-0,2	11,18 abc B	12,66 c A	7,10
CCS	0,0-0,1	12,74 ab A	13,25 bc A	6,16
	0,1-0,2	10,76 bc A	9,84 d A	8,26
CCI	0,0-0,1	12,69 ab B	15,85 a A	4,93
	0,1-0,2	10,35 c B	15,72 a A	5,32

Fonte: Autor. Médias seguidas pela mesma letra minúscula entre colunas, e letra maiúscula, entre linhas, não apresentam diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

No que se refere o pH do solo, observou-se que aos 65 DAP não houve diferença significativa entre os sistemas de manejo em ambas as profundidades. Contudo, foi verificada diferença estatística entre áreas aos 130 DAP, onde os menores valores foram observados na AP (6,38 e 6,39) e os maiores no CCS (6,74 e 6,71) tratando-se da camada superficial e subsuperficial respectivamente (Tabela 4). Possivelmente o menor valor de pH na AP está vinculado principalmente ao aumento do carbono orgânico com o tempo, pois com o seu incremento no solo, os microrganismos têm maior oferta de matéria orgânica, sendo assim possível, a maior mineralização do material que conseqüentemente aumenta a liberação de ácidos orgânicos com reflexo na acidez do solo. Esses resultados foram de encontro aos de Santos; Lima; Santos (2019) onde os autores evidenciam que em áreas de mata, devido o maior aporte de carbono orgânico, há uma maior tendencia na acidificação do solo ao longo do tempo.

Outra questão importante é que, geralmente as áreas cultivadas apresentam menores valores de pH do que áreas de mata visto que a contribuição dos fertilizantes, principalmente os nitrogenados, impactam na redução do pH do solo nos cultivos agrícolas. Não obstante, mesmo com o uso de fertilizantes, os sistemas de cultivo convencional não apresentaram menores valores de pH quando comparado a AP. Tais resultados vão em desacordo com os de Yan *et al.* (2020) onde fica nítido que a conversão de área de mata nativa para formas de cultivo, influenciaram na redução do pH tendo em vista o uso de adubos minerais nas áreas de cultivo convencional.

Com relação à variação do pH entre épocas, verificou-se que tanto na camada superficial como subsuperficial, houve uma redução de pH na AP. Já no CCS e CCI não foram observados diferença estatística nos valores de pH nas épocas de avaliação em ambas as profundidades (Tabela 4). Uma das possíveis explicações para a redução do pH na AP pode ser atribuída ao acúmulo de carbono orgânico associado à sua decomposição com o tempo.

Nos estudos de Xu; Zhang (2021) verificando a correlação do pH do solo com o carbono orgânico, concluíram que há uma correlação negativa forte devido a maior liberação de ácidos orgânicos pela decomposição da matéria orgânica. No Trabalho de Xiao *et al.* (2018) mostraram que a mineralização do carbono orgânico é um fator dependente da faixa de pH posto que, em valores de pH próximos a alcalinidade, comunidades específicas de organismos atuam na decomposição do material orgânico. Já autores como Hong *et al.* (2018) relatam que além da decomposição da matéria orgânica, processos rizosféricos em áreas de mata também explicam a maior acidificação do pH do solo. Tais processos seriam pela saída de prótons de H^+ pelas raízes uma vez que, em ambientes de solo próximo da alcalinidade ou alcalino, as arvores podem absorver mais cátions do que ânions visando manter o equilíbrio de carga.

No que se refere a acidez potencial, observou-se que aos 65 e 130 DAP houve diferença estatística entre os sistemas de manejo. Analisando os dados entre as áreas, pode-se perceber que os maiores valores de acidez potencial estavam registrados na AP, já os menores principalmente no CCI, esse comportamento foi evidenciado em ambas as épocas avaliadas. O maior valor de acidez potencial na AP pode estar relacionado com a decomposição da matéria orgânica pela ação dos microrganismos no solo, onde por meio da atividade da microbiota houve o consumo da matéria orgânica, que conseqüentemente acarretou em maior acidez potencial do solo.

Resultados semelhantes foram encontrados nos estudos DE Freitas *et al.* (2017) avaliando a qualidade química do solo em diferentes sistemas de manejo, onde os autores concluíram que nas áreas de mata nativa o acúmulo de matéria orgânica proporcionava maior

fonte energética para os organismos do solo que por sua vez, ao realizarem a sua decomposição, havia a contribuição no aumento da acidez potencial.

Outro fato importante é que, mesmo com os maiores valores de carbono orgânico no CCI, não houve um reflexo no aumento da acidez potencial nesse sistema de manejo. Uma das causas pode ser atribuída a menor diversidade microbiana devido as condições químicas e físicas do solo, refletindo na menor decomposição da matéria orgânica. De mesmo modo, em sistemas produtivos com simplificação do agroecossistema, há uma menor diversidade e abundância microbiológica, impactando na intensidade de decomposição da matéria orgânica.

Em estudos relacionando a diversidade microbiana e os teores de carbono orgânico no solo Esmailzadeh- Salestani *et al.* (2021) concluíram que o conteúdo de matéria orgânica é um dos fatores chave para a diversidade e composição do microbioma do solo. Além disso, é pertinente mencionar que, os resultados do presente estudo vão de acordo aos de Sellan *et al.* (2020), onde os autores concluíram que em áreas de mata, devido a condições adequadas de pH do solo, há uma maior abundancia de organismos que contribuem para a ação decompositora da matéria orgânica, promovendo, assim, o aumento da acidez potencial nessas áreas.

Quanto a variação da acidez potencial entre os tempos de avaliação, observou-se que na AP e CCS houve diferença estatística em ambas as camadas avaliadas, onde os menores valores de acidez potencial foram aos 130 DAP. Provavelmente, na AP pode ter ocorrido a complexação de íons de H^+ pelos ácidos orgânicos, acarretando a redução da acidez potencial nessas áreas. Resultados como os de Barbosa de Lira *et al.* (2012) estudando os efeitos dos sistemas de cultivo e manejo da caatinga, concluíram que a presença de ácidos orgânicos colaborou com a redução dos íons de $H^+ + Al^{3+}$ por meio da complexação desses íons. Na área de CCS a possível presença de carbonatos, advindo da rocha, pode ter influenciado a redução da acidez.

A respeito do carbono orgânico aos 65 DAP entre os sistemas de manejo, não houve diferença significativa tanto na camada superficial como subsuperficial. Não obstante, aos 130 DAP observou-se diferença significativa entre as áreas estudadas, onde os maiores valores de carbono orgânico total, na camada superficial, foram observados na AP e CCI (Tabela 4). Esses resultados são reflexo do maior aporte de vegetação sobre o solo tanto na área de AP como no CCI uma vez que, na área de mata houve restabelecimento da vegetação por influência da água da chuva, associado com a deposição de folhas sobre o solo na mesma época, já no CCI, tais resultados podem ser interpretados devido a manutenção do carbono orgânico pela maior cobertura vegetal das plantas de algodão na área em comparação ao CCS, onde naturalmente as plantas tendem a apresentar menor cobertura sobre o solo devido ao déficit hídrico.

Os resultados do presente estudo foram similares aos de Li *et al.* (2021) estudando o incremento de carbono orgânico em áreas de mata durante as épocas do ano, concluíram que em períodos de chuva ocorre o maior reflorestamento da vegetação, viabilizando, assim, a variabilidade e deposição de resíduos orgânicos sobre o solo, acarretando no aumento do carbono orgânico nessas áreas. Além disso, o aumento de biomassa mesmo em áreas com cultivo convencional, pode levar a manutenção ou até aumentar o estoque de carbono orgânico a depender do manejo empregado (THORNTON *et al.*, 2020), refletindo assim no maior valor no CCI.

Se tratando do carbono orgânico no CCS aos 130 DAP em ambas as profundidades vale ressaltar que, foi observado os menores valores (13,25 e 9,84 mg kg⁻¹) na camada superficial e subsuperficial, respectivamente (Tabela 4). Esse comportamento pode ser atribuído principalmente a fatores como a baixa cobertura vegetal sobre o solo devido a condição de sequeiro, estando assim o CCS mais susceptível a perdas de carbono orgânico. Tais resultados foram de encontro aos de Costa *et al.* (2020), onde concluíram que cultivos em sequeiro tendem a ter menores valores de carbono orgânico devido a menor cobertura vegetal sobre o solo.

Autores como Silva Santana *et al.* (2017), em seus estudos sobre biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo, concluíram que a cobertura de espécies vegetais com sistema radicular em profundidade estimula a liberação de compostos que são fontes de energia para a microbiota do solo, proporcionando o aumento do carbono orgânico total. Portanto, o maior teor de carbono orgânico no CCI em comparação ao CCS, pode ser explicado mediante a maior cobertura vegetal na área irrigada, no qual possibilitou maior oferta energética à microbiota e conseqüentemente o acréscimo de carbono orgânico.

No que toca a variação do carbono orgânico ao longo do tempo na camada superficial e subsuperficial, pode-se observar que na AP e CCI houve o aumento de carbono orgânico do 65 para os 130 DAP. Já no CCS não foi observado diferença significativa (Tabela 4). O acúmulo de carbono orgânico na AP e CCI pode estar atrelado ao maior aporte de biomassa nessas áreas, visto que aos 130 DAP a vegetação tanto na área de mata como o algodão teriam maior cobertura vegetal além da deposição de restos culturais sobre o solo influenciando na decomposição pelos organismos. Estudos de Zhu *et al.* (2021) sobre os efeitos na mudança no uso da terra e os reflexos no carbono orgânico do solo mostram que, os teores de carbono orgânico em área com cobertura vegetal aumentaram gradualmente no solo, devido o maior aporte de biomassa com o tempo.

De maneira geral, os maiores valores de carbono orgânico se concentraram nas camadas superficiais na AP e CCI. Provavelmente isso teve ocorrência devido a deposição de material

orgânico na superfície no caso da AP, já no CCI possivelmente a concentração de biomassa das plantas de algodão por meio da queda de resto culturais associado com o acúmulo de raízes na camada superior do solo devido a irrigação, teriam influenciando no aumento desses valores na superfície. Autores como De Freitas *et al.* (2018) concluíram que maiores valores de carbono orgânico na camada superficial do solo é devido ao incremento de restos de materiais vegetais na camada superior, sendo observado esses resultados principalmente em áreas de mata.

4.4.2 Bases do solo e capacidade de troca de cátions

Na tabela 5 são apresentados os valores médios das bases do solo e da capacidade de troca de cátions entre áreas, profundidades e épocas de avaliação.

Tabela 5 – Valores das bases do solo e capacidade de troca de cátions nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP

Sistemas de manejo	Camada (m)	65 DAP	130 DAP	CV (%)
		Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)		
AP	0,0-0,1	5,83 aA	5,53 aA	11,51
	0,1-0,2	6,03 aA	5,73 aA	13,43
CCS	0,0-0,1	7,16 aA	6,46 aA	16,92
	0,1-0,2	6,33 aA	6,60 aA	14,72
CCI	0,0-0,1	4,33 aB	6,20 aA	15,44
	0,1-0,2	4,43 aB	5,97 aA	12,51
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)				
AP	0,0-0,1	4,93 abA	3,66 aB	13,92
	0,1-0,2	5,63 aA	4,06 aB	12,76
CCS	0,0-0,1	4,90 abA	4,13 aB	16,34
	0,1-0,2	6,30 aA	4,20 aB	13,14
CCI	0,0-0,1	3,36 cB	3,93 aA	9,72
	0,1-0,2	3,20 cB	4,33 aA	10,15
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)				
AP	0,0-0,1	0,64 bA	0,47 bB	7,74
	0,1-0,2	0,65 bA	0,47 bB	6,58
CCS	0,0-0,1	1,28 aA	0,98 aB	4,81
	0,1-0,2	1,27 aA	1,00 aB	7,89
CCI	0,0-0,1	0,45 cA	0,48 bA	6,84
	0,1-0,2	0,44 cA	0,45 bA	7,31

		Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³)		
AP	0,0-0,1	0,17 a A	0,15 b B	10,70
	0,1-0,2	0,19 a A	0,15 b B	7,93
CCS	0,0-0,1	0,18 a A	0,15 b B	3,3
	0,1-0,2	0,19 a A	0,15 b B	3,48
CCI	0,0-0,1	0,17 a A	0,17 a A	5,93
	0,1-0,2	0,18 a A	0,19 a A	1,52
		T (cmol _c dm ⁻³)		
AP	0,0-0,1	17,89 a A	13,50 a B	10,47
	0,1-0,2	18,58 a A	14,29 a B	11,09
CCS	0,0-0,1	16,66 a A	13,66 a B	5,69
	0,1-0,2	17,34 a A	14,62 a B	5,46
CCI	0,0-0,1	11,08 b B	13,13 a A	6,34
	0,1-0,2	10,34 b B	12,75 a A	2,40

Fonte: Autor. Médias seguidas pela mesma letra minúscula entre colunas, e letra maiúscula, entre linhas, não apresentam diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Com relação ao Ca aos 65 e 130 DAP observou-se que não houve diferença significativa entre os sistemas de manejo e em ambas as profundidades de avaliação.

É válido salientar que a disponibilidade de Ca é função principalmente do intemperismo de minerais do solo e da adubação (BEDEL *et al.*, 2016). Se tratando do CCI, foi observado que em ambas as camadas os teores de Ca aumentaram com o tempo. Essa resposta possivelmente foi devido ao incremento do nutriente advindo de adubos como o superfosfato simples, especialmente com aplicações próximas ao florescimento.

Resultados como os de Freitas *et al.* (2017) reforçam que em áreas de cultivo com o uso de tecnologias como a adubação, os teores de cálcio aumentaram com o tempo quando comparado a área de mata uma vez que, a adubação contempla em sua composição química íons como Ca.

Em referência ao Mg entre os sistemas de manejo aos 65 DAP em ambas as camadas, observou-se que houve diferença significativa onde, os menores valores foram no CCI (3,56 e 3,20 cmol_c dm⁻³) na camada superficial e subsuperficial, respectivamente. Aos 130 DAP não foi observado diferença significativa entre os sistemas de manejo em ambas as profundidades (Tabela 5). Uma das possíveis explicações dos menores valores de Mg no CCI aos 65 DAP pode estar relacionado à textura do solo posto que, nesta área a classificação textural se enquadrava em franco arenoso. Deste modo, é justificável a maior lixiviação do Mg no CCI

quando comparado a AP e CCS. Devido ao elevado raio iônico hidratado e sua fraca capacidade de adsorção nos coloides do solo, o Mg se torna altamente susceptível a lixiviação, principalmente em solos de textura arenosa (DA SILVA et al., 2015)

Além da textura do solo na AP e CCS ser mais argiloso que no CCI, outro fator que pode ter influenciado nos maiores valores de Mg aos 65 DAP nesses sistemas de manejo foi o maior teor de carbono orgânico. O impacto da matéria orgânico na disponibilidade do magnésio foi evidente tendo em vista que mesmo com textura mais arenosa no CCI, não houve diferença significativa entre os sistemas de manejo aos 130 DAP, onde provavelmente o acúmulo de carbono orgânico no CCI refletiu no aumento do Mg nesta área com o tempo. Esses resultados vão de encontro aos de Barreto *et al.* (2008), onde os autores verificaram que o incremento de matéria orgânica no solo com o tempo proporcionou o aumento Mg no solo.

Com relação às épocas de avaliação em ambas as camadas, observou-se que houve diferença significativa para todos os sistemas de manejo, onde na área de AP e CCS foi notado uma redução dos teores de Mg do 65 DAP para os 130 DAP, já no CCI a resposta foi contrária, ou seja, um acréscimo do teor de Mg com o tempo (Tabela 5). Quanto a redução do Mg na AP e CCS, possivelmente a menor oferta de água entre 65 aos 130 DAP tenha tido impactos na atividade microbológica no solo, reduzindo a atividade decompositora dos organismos nessas áreas e conseqüentemente, acarretando na menor disponibilidade de Mg nessas áreas. Já no CCI, devido a disponibilidade de água por meio da irrigação, pode ter acarretado na maior decomposição da matéria orgânica e conseqüente liberação de Mg para o solo. A disponibilidade do Mg para a absorção pelas plantas é influenciada por diversos fatores, sendo o material de origem, a umidade no solo e a matéria orgânica algumas das causas quanto a sorção deste elemento no solo (GUO et al., 2015)

Com relação aos teores de K entre os sistemas de manejo aos 65 e 130 DAP na camada superficial e subsuperficial, observou-se diferença significativa entre as áreas onde, os maiores valores de K foram na seguinte ordem: aos 65 DAP o CCS > AP > CCI, já no 130 DAP o CCS > AP = CCI (Tabela 5). Altos teores de K no CCS em ambas as épocas quando comparado a AP e CCS, pode estar vinculado a aplicação de adubos de fontes potássicas associado com a textura mais argilosa no CCS. Autores como Blanchet *et al.* (2017), concluíram que em áreas submetidas a adubação potássica foi observado maiores valores de K no solo, principalmente nos primeiros 0,2 m. Além disso, outras pesquisas como os de Zhan *et al.* (2016a) em estudos sobre a resposta da adubação potássica na cultura do trigo na China concluíram que, altas doses de fertilizantes à base de potássio não garantem o incremento nos teores deste cátion no solo

visto que, caso não haja cargas para a adsorção do K, este será perdido, refletindo na redução da produtividade das culturas.

A respeito do K entre as épocas de avaliação na camada superficial e subsuperficial, na AP e CCS houve uma redução no teor de potássio ao longo do tempo, já no CCI não foi observado aumento de K entre épocas (Tabela 5). Provavelmente a redução do K na AP e CCS pode ser atribuído a fatores como a lixiviação do íon em conjunto com a absorção do nutriente pelas plantas. É válido salientar que, a lixiviação é considerada a principal forma de perda de K no solo, uma vez que o elemento é carregado para as camadas mais profundas do solo, longe do alcance das raízes (STEINER, 2014).

Em referência ao Na entre os sistemas de manejo aos 65 DAP em ambas as camadas, não foi observado diferença significativa nos sistemas de manejo avaliados. Entretanto, aos 130 DAP houve diferença significativa onde os maiores valores de sódio foram registrados no CCI nas duas profundidades. O maior teor de Na no CCI pode estar relacionado com a água de irrigação tendo em vista que devido ao turno de rega periódico, a presença de sais de Na na água e elevadas temperaturas podem ter contribuído para a tendência de acúmulo de sais sobre o solo mediante a evaporação da água. Resultados como os de Silva; Nascimento, (2019) evidenciam que o uso de água de irrigação com sais de Na em sua composição exibem efeitos danosos ao solo ao longo prazo posto que, condições de altas temperaturas possibilitam a evaporação da água e o acúmulo de sais sobre o solo.

Quanto ao Na entre as épocas de avaliação na camada superficial e subsuperficial, pode-se observar que na AP e CCS houve a redução nos teores de Na em ambas as profundidades. Contudo, no CCI observou-se a manutenção do Na nas duas camadas (Tabela 5). A redução do Na na AP e CCS pode ser atribuída principalmente pela baixa concentração de Na na água da chuva de modo que, com o passar do tempo houve a tendência de lixiviação do íon. Em contrapartida, as concentrações de Na na água do reservatório podem ter influenciado na preservação do Na no solo, refletindo na inalteração de seus valores no CCI com o tempo. À vista disso, as características das regiões áridas e semiáridas, onde naturalmente os índices pluviométricos são pequenos e apresentam uma alta taxa de evapotranspiração, colaboram para o acúmulo de sais solúveis no solo, principalmente em perímetros irrigados devido a qualidade da água (SILVA et al., 2011).

No tocante à capacidade de troca de cátions (valor T) aos 65 DAP, observou-se diferença significativa entre os sistemas de manejo de modo que, os maiores valores foram registrados na AP e CCS e os menores no CCI em ambas as profundidades de avaliação. Entretanto, aos 130 DAP não foi observado diferença significativa entre os sistemas de manejo nas duas camadas.

O maior valor de T na AP e CSS aos 65 DAP pode estar relacionado a textura do solo tendo em vista que, na AP e CSS a classificação textural discriminou mais argila do que no CCI, o que pode ter influenciado na maior capacidade de troca de cátions nessas áreas mesmo com teores de carbono orgânico similar. Tais resultados são semelhantes aos de Soria *et al.* (2019) estudando influência do teor de argila nas relações entre os atributos químicos do solo, concluíram que solos com maior teor de argila conferem um valores superiores de capacidade de troca de cátions para o mesmo teor de carbono orgânico, quando comparado a textura arenosa e argilosa.

Se tratando da T entre épocas de avaliação nos sistemas de manejo na camada superficial e subsuperficial, observou-se que na AP e CCS houve a redução da T do solo, já no CCI ocorreu o aumento (Tabela 5). A redução da T no CCS pode ser atrelada a baixos teores de carbono orgânico no CCS devido a menor cobertura vegetal sobre o solo, refletindo na maior perda de carbono e conseqüente menor capacidade de troca de cátions. Já na AP provavelmente o pH do solo tenha surtido efeitos no decréscimo da T na área posto que, em menores valores de pH, há uma tendência na redução da capacidade de troca de cátions (MARASCHIN; SCARAMUZZA; VIEIRA, 2020). Todavia, O acréscimo da T no CCI com o tempo pode estar relacionado com o aumento nos teores de carbono orgânico, devido as cargas advindas dos grupos funcionais da matéria orgânica. Tais resultados foram semelhantes aos observados no estudo de Medina Rosa *et al.* (2017) onde os autores concluíram que o aumento do carbono orgânico do solo gerou impactos positivos no incremento da CTC de solos arenoso.

4.4.3 Parâmetros associados à salinidade

Para avaliar a salinidade do solo os principais parâmetros utilizados são condutividade elétrica (CE) e porcentagem de sódio trocável (PST) (BUTCHER et.al., 2016). A seguir são apresentados os valores médios desses parâmetros entre áreas, profundidades e épocas de avaliação (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores condutividade elétrica (CE), porcentagem de sódio trocável (PST) e Razão de adsorção de Sódio (RAS) nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP

Sistemas de manejo	Camada (m)	65 DAP	130 DAP	CV (%)
		CE (dS m ⁻¹)		
AP	0,0-0,1	0,26 dA	0,27 cdA	10,12
	0,1-0,2	0,24 dA	0,22 dA	13,35
CCS	0,0-0,1	1,05 bcA	0,47 bcB	9,14

	0,1-0,2	0,83 c A	0,49 b B	7,46
CCI	0,0-0,1	1,35 ab A	1,22 a B	11,01
	0,1-0,2	1,65 a A	1,18 a B	9,04
PST (%)				
AP	0,0-0,1	0,93 b A	1,10 a A	8,18
	0,1-0,2	0,94 b A	1,07 a A	9,03
CCS	0,0-0,1	1,09 b A	1,14 a A	4,84
	0,1-0,2	1,08 b A	1,09 a A	4,04
CCI	0,0-0,1	1,67 a A	1,14 a B	8,51
	0,1-0,2	1,59 a A	1,42 a A	7,59
RAS (----)				
AP	0,0-0,1	1,06 a A	1,00 bc B	4,33
	0,1-0,2	1,09 a A	0,96 c B	5,94
CCS	0,0-0,1	1,06 a A	1,00 bc B	3,28
	0,1-0,2	1,10 a A	1,00 bc B	5,26
CCI	0,0-0,1	1,11 a A	1,12 ab A	6,71
	0,1-0,2	1,12 a A	1,13 a A	2,75

Fonte: Autor. Médias seguidas pela mesma letra minúscula entre colunas, e letra maiúscula, entre linhas, não apresentam diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Com relação aos níveis de CE entre os sistemas de manejo aos 65 e 130 DAP na camada superficial e subsuperficial, observou-se que houve diferença significativa entre as áreas em ambas as camadas, onde os maiores valores foram constatados na seguinte ordem: CCI > CCS > AP. Tais resultados podem ser atribuídos principalmente devido ao uso da água de irrigação advindo de água subterrânea no CCI, onde em comparação com a precipitação na AP e CSS, apresenta mais sais em sua composição. Outro fator importante é que, a deposição de sais via fertilizantes nos sistemas de cultivos convencionais pode ter contribuído para o acréscimo de sais no solo, justificando o maior valor de CE no CCS do que na AP, embora a fonte de irrigação fosse idêntica. Resultados semelhantes foram observados nos estudos de Triantafyllidis *et al.* (2020) avaliando os efeitos dos tipos de uso da terra nas propriedades édaficas, onde os autores concluíram que o aumento da condutividade elétrica em áreas cultivadas é devido principalmente a água de irrigação e a entrada de nutrientes no solo via fertilizantes.

A respeito da CE entre as épocas de avaliação nas duas profundidades, pode-se observar diferença significativa somente no CCS e CCI. A redução da CE no CCS pode estar associada

aos menores valores de Mg, Na e K no solo na mesma época de avaliação uma vez que, após o período chuvoso a precipitação possivelmente foi insignificante de modo a possivelmente não expressar efeitos significativos quanto a lavagem de sais. Esses resultados foram de encontro com os de Santos *et al.* (2020) estudando os atributos químicos do solo, onde os autores concluíram que a redução das bases trocáveis podem influenciar na diminuição da CE do solo.

Quanto ao CCI, a redução da CE entre épocas pode estar relacionada com a textura do solo posto que, solos de textura mais arenosa tendem a reduzir os níveis de CE com o tempo. Pessoa *et al.* (2010) avaliando o lixiviado de dois solos – textura franco arenosa e franco argiloso arenoso, submetido a irrigação com água de diferentes CE, observaram que solos de textura mais grosseira carregaram maiores teores de sais, o que contribui com os resultados encontrados no presente trabalho. Outros fatores como a cobertura do solo, drenagem e a água de irrigação também influenciam na variabilidade espacial da condutividade elétrica no solo (ABLIZ *et al.*, 2016).

Se tratando da PST entre os sistemas de manejo nas camadas avaliadas observou-se diferença significativa entre áreas, onde o CCI apresentou o maior valor e o CCS e AP não diferiram entre si. Já aos 130 DAP, em ambas as profundidades não foi observado diferença significativa entre os sistemas de manejo. Esses resultados aos 65 DAP evidenciam que, mesmo com teores de Na similares entre as áreas, houve o maior impacto do Na no CCI posto que, o valor de T foi menor.

Outra questão é que os solos da região da Chapada do Apodi estão sobre o calcário Jandaíra, que são ricos em rochas carbonáticas de modo que, no processo de intemperismo a liberação de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} é predominante, favorecendo assim valores de PST baixos. Esse argumento vai de acordo com Da Costa *et al.* (2016) onde os autores relatam que nas áreas da sobre calcário Jandaíra, os valores de PST tendem a ser menores devido a ocupação das cargas do solo cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} conferindo boa fertilidade natural para os solos da região.

Se referindo a PST entre épocas de avaliação nos sistemas de manejo em ambas as profundidades, foi observado diferença significativa somente no CCI de 0 – 0,1m. Esse decréscimo na PST pode ser explicado pelo aumento da T do solo nesse sistema de manejo, de modo que outros cátions como Ca e Mg também aumentarem seus teores na mesma época de avaliação (Tabela 5), ocupando assim maior porcentagem no complexo de troca que consequentemente, reduz os valores de PST. Resultados semelhantes foram observados nos estudos de Severo *et al.*, (2019) onde concluíram que a redução da PST foi resultante do

aumento dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo, mesmo em situações que houveram o aumento de Na^+ .

Os resultados obtidos nesse trabalho foram de encontro aos de Dos *et al.* (2018) que concluíram que embora se observe uma variação espacial e temporal nos sistemas de manejo se tratando da PST, não foi ultrapassado o limiar de 15% de incremento na PST, caracterizando os solos avaliados como de boa qualidade.

Com relação a razão de adsorção de sódio (RAS) entre os sistemas de manejo aos 65 DAP nas camadas superficial e subsuperficial, não foi observado diferença estatística significativa. Entretanto, aos 130 DAP houve diferença significativa onde, os maiores valores de RAS foram observados no CCI e menores no AP e CCS. Tais resultados obtidos podem estar relacionados com a redução dos teores de Na na AP e CSS associado com a manutenção no CCI, contribuindo, assim, para os maiores valores de RAS no CCI.

No que se refere a RAS entre as épocas nos sistemas de manejo, foi observado diferença estatística na AP e CSS em ambas as profundidades. Esses resultados possivelmente são devido a redução do Na e Mg nessas áreas com o passar do tempo, contribuindo para a redução nos valores médios de RAS.

Diante dos resultados expostos acima conclui-se que, embora os valores de CE, PST e RAS tenham sido maior no CCI, os solos neste sistema de manejo não podem ser considerados como afetados por sais já que precisaria valores de 4 dS m^{-1} , 15 % e 13 mmolc dm^{-3} para CE, PST e RAS respectivamente (RICHARDS, 1954), muito embora, seja necessário o monitoramento com o objetivo de evitar atingir o status de solo afetado por sais.

4.4.4 Micronutrientes

Tabela 7 – Valores de ferro, cobre, manganês e zinco nas áreas avaliadas em duas profundidades após 65 e 130 DAP

Sistemas de manejo	Camada (m)	65 DAP	130 DAP	CV (%)
		Fe (mg kg^{-1})		
AP	0,0-0,1	6,09 aB	11,54 aA	9,84
	0,1-0,2	4,84 abB	12,97 aA	5,55
CCS	0,0-0,1	2,13 cB	3,98 bA	12,80
	0,1-0,2	4,24 bA	5,00 bA	12,94
CCI	0,0-0,1	2,35 cB	4,07 bA	11,33
	0,1-0,2	2,68 cB	4,63 bA	6,98
		Cu (mg kg^{-1})		

AP	0,0-0,1	0,48 cB	0,91 aA	12,21
	0,1-0,2	0,51 cB	0,83 aA	7,97
CCS	0,0-0,1	0,67 aB	0,75 bA	1,73
	0,1-0,2	0,66 aB	0,76 bA	5,12
CCI	0,0-0,1	0,73 aA	0,75 bA	4,52
	0,1-0,2	0,75 aA	0,76 bA	2,17
Mn (mg kg ⁻¹)				
AP	0,0-0,1	28,59 dB	86,60 aA	3,82
	0,1-0,2	23,42 eB	83,45 aA	4,58
CCS	0,0-0,1	63,17 aB	66,04 bA	6,28
	0,1-0,2	44,23 cB	54,71 cA	7,94
CCI	0,0-0,1	65,46 aB	68,98 bA	2,11
	0,1-0,2	54,39 bB	58,66 cA	1,90
Zn (mg kg ⁻¹)				
AP	0,0-0,1	0,67 bB	0,81 bA	2,37
	0,1-0,2	0,42 cB	0,72 bA	12,59
CCS	0,0-0,1	0,62 bB	0,73 bA	4,87
	0,1-0,2	0,42 cB	0,74 bA	7,48
CCI	0,0-0,1	0,78 aB	1,05 aA	3,62
	0,1-0,2	0,49 cB	0,96 aA	8,43

Fonte: Autor. Médias seguidas pela mesma letra minúscula entre colunas, e letra maiúscula, entre linhas, não apresentam diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

No que se refere ao Fe na AP, CCS e CCI, tanto aos 65 como aos 130 DAP foi observada diferença significativa entre os sistemas de manejo em ambas as profundidades, onde os maiores valores foram na AP (Tabela 7). O maior teor de Fe na área de mata pode ser vinculado a possível decomposição da matéria orgânica no solo, no qual as frações recalcitrantes podem ter contribuído para a disponibilidade do elemento. Como na AP o material orgânico sobre o solo provavelmente estaria em um grau maior de decomposição e com frações mais persistentes, houve a contribuição para a maior disponibilidade do Fe na AP quando comparado as áreas com sistemas de cultivo convencional. Esses resultados são similares aos de Chen; Thompson, (2021), onde os autores mostram que o frações mais persistentes da matéria orgânica influenciam nos maiores teores de Fe no solo.

No que se refere ao Fe entre épocas de avaliação em ambas as profundidades, foi observado diferença significativa, com exceção do CCS na camada subsuperficial (Tabela 7).

Possivelmente o acréscimo na disponibilidade de Fe também pode estar atrelado a influência do pH do solo. Entre as principais variáveis que governam a disponibilidade do Fe no solo, o pH do solo é de grande destaque posto que, em pH mais ácido, o Fe^{3+} é liberado do óxido e torna-se mais disponível no solo (ROUT; SAHOO, 2015). Os resultados do presente estudo foram semelhantes aos de Henne *et al.* (2020) estudando a influência do pH na disponibilidade de metais trocáveis no solo e concluíram que, em áreas onde os valores de pH foram mais ácidos, houve uma tendência no aumento da disponibilidade do Fe no solo.

Se referindo ao Cu entre os sistemas de manejo nas camadas avaliadas, em ambas as épocas de avaliação foi observada diferença estatística entre áreas e profundidades. Aos 65 DAP os maiores valores de Cu foram no CCI, já aos 130 DAP na AP (Tabela 7). Elevados teores de Cu nos sistemas de cultivo convencional aos 65 DAP podem estar relacionados a fatores como a adubação com micronutrientes com Cu em sua composição, já que houve a adubação com micronutrientes nessas áreas, promovendo assim aumento nos teores desse elemento no solo. Os resultados do presente estudo foram de encontro aos de Genova *et al.* (2022) avaliando Cu de acordo com o uso da terra mostraram que, o manejo de cultivo convencional promoveu incremento nos teores de Cu a longo prazo, devido a aplicação de adubos a base de Cu. Já os 130 DAP, foi observado valores mais ácidos de pH na AP, tal fato pode ter influenciado no aumento significativo de Cu nesta área quando comparado ao CCS e CCI na mesma época. A acidificação do solo pode estimular a liberação do Cu que estava adsorvido aos colóides para sua liberação na solução do solo, sendo assim o pH um importante regulador na disponibilidade de Cu para o ambiente (ARGYRAKI *et al.*, 2018).

No tocante ao Cu entre épocas de avaliação nas duas profundidades, foi observado diferença estatística na AP e CCS. O aumento do Cu na AP é muito provável devido a redução do pH nesta área entre períodos de avaliação. Esses resultados são similares aos de Wang *et al.* (2021) e Liu *et al.* (2019b) onde ambos os autores concluíram que, os valores de Cu trocável e o pH do solo são negativamente correlacionados, visto que em condições de acidez o Cu se encontra em formas solúveis no solo. Quanto ao CCS esse aumento pode ser referente a textura mais argilosa quando comparado ao CCI, em conjunto com a manutenção da aplicação de adubos nessas áreas. Resultados semelhantes foram observados em Pereira *et al.* (2021) estudando diferentes texturas do solo e adubação, concluíram que maiores concentrações de Cu trocável estavam correlacionados com texturas mais argilosas no solo devido a maior capacidade das argilas em reter o Cu.

Com relação ao Mn entre os sistemas de manejo em ambas as camadas aos 65 DAP, foi observado diferença significativa entre as áreas e profundidades, onde os maiores valores foram

no CCI e CCS em superfície e no CCI em subsuperfície. Esses resultados podem ser atribuídos a adubação com micronutrientes a base de Mn, como o caso do Mn-25, realizada nas áreas com sistema de manejo convencional. Além disso, o potencial redox no solo pode ter influenciado a maior disponibilidade do Mn nesses sistemas de manejo visto que, o uso da irrigação gera alterações no potencial redox do solo.

Khodaverdilloo *et al.* (2012) estudando dos ciclos de umedecimento e secagem na disponibilidade de metais no solo, concluíram que o uso da irrigação, associado com a elevação do lençol freático nas áreas irrigadas, podem provocar mudanças no potencial de oxirredução do Mn, levando à sua maior disponibilidade no solo.

Outros autores como Moreno-Jiménez *et al.* (2019) concluíram que o aumento na disponibilidade de água promoveu a alteração do potencial redox do solo, acarretando na conversão do Mn de alta valência (oxidado) para baixa valência de Mn (reduzido), refletindo no aumento dos teores no solo.

Aos 130 DAP em ambas as camadas, foi observado diferença significativa entre os sistemas de manejo, contudo, os maiores teores foram observados na AP nas duas profundidades. Esse maior valor de Mn na AP quando comparado às áreas cultivadas, pode ser relacionado a fatores como o pH posto que, a solubilidade do Mn é variável de acordo com o pH, sendo esses inversamente proporcionais (LINDSAY, 1979). A maior disponibilidade de Mn ocorre na faixa de pH 5,0 a 6,5 (FERREIRA *et al.*, 2021). Os valores de pH dentro desta faixa foram observados na AP aos 130 DAP (Tabela 4). Tais resultados foram de encontro aos de Shi *et al.*, (2020) onde concluíram que, áreas onde o pH tende a ser mais ácido, a disponibilidade de Mn aumenta consideravelmente.

Outro aspecto importante que influencia na disponibilidade de Mn nos solos é a matéria orgânica, pois durante seu processo de decomposição, ocorre a liberação de Mn para o solo. Segundo os estudos de Ferreira *et al.* (2021) avaliando a disponibilidade de metais no solo em função da matéria orgânica, concluíram que há uma correlação positiva entre a liberação do Mn na solução do solo e os teores de matéria orgânica devido a decomposição de complexos com Mn pelos organismos do solo, implicando na liberação gradativa desse micronutriente no solo.

No que diz respeito aos teores de Mn entre épocas de avaliação nas duas profundidades, foi observado um acréscimo de Mn na AP, CCI e CCS. Tais fatos são provavelmente decorrentes de que na AP houve aumento do carbono orgânico devido a decomposição de restos vegetais associados a menores valores de pH, já nos sistemas de cultivo convencional o acréscimo de carbono orgânico em consorcio com o ambiente mais reduzido devido à irrigação

no CCI, e o uso de adubos a base de manganês no CCS e CCI podem ter sido alguns dos fatores primordiais para o aumento dos teores no solo com o tempo.

Resultados como os de Siskawardani *et al.* (2016) estudando o Mn em solos cultivados com seringueira na Tailândia concluíram que, em ambientes com maior armazenamento de água, o Mn tende a estar mais disponível no solo devido a condição de redução.

Com relação aos teores de Zn, foi observada diferença significativa entre os sistemas de manejo somente na camada superficial aos 65 DAP, e nas duas profundidades ao 130 DAP. Em ambas as épocas de avaliação os maiores teores de Zn foram no CCI (Tabela 7). Provavelmente o uso de adubos como NPK e de micronutrientes em maiores doses no CCI do que no CCS podem ter colaborado para os maiores teores de Zn na área irrigada. Resultados como os de Gonçalves Júnior *et al.* (2012) mostram que a adição de fertilizantes a base de NPK aumentaram os níveis de Zn no solo. Além disso, por mais que tenha tido o uso de adubos no CCS, não foi observado diferença significativa dos teores de Zn entre o CCS e AP, provavelmente pelos efeitos da matéria orgânica e do pH do solo na AP, refletindo em níveis similares de Zn ao CCS. A disponibilidade do Zn no solo é função de fatores como o pH e formação de complexos com a matéria orgânica (FAN *et al.*, 2016).

Com relação ao teor de Zn de acordo com as épocas de avaliação, tanto na camada superficial como na subsuperficial foi observado o aumento nos teores de Zn no solo para todos os sistemas de manejo estudados (Tabela 7). Nos sistemas de cultivo convencional a adubação foi possivelmente um fator chave para o incremento dos valores de Zn com o tempo. Na AP provavelmente questões como a acidez do solo e a decomposição da matéria orgânica no solo podem ter surtido efeitos quanto a disponibilidade de Zn. Resultados como os de Laurent *et al.*, (2020) e Da Rosa Couto *et al.* (2016) são similares ao do presente estudo, onde os autores relatam que a disponibilidade do Zn trocável no tempo está intimamente relacionado com a decomposição da matéria orgânica no solo e a variação de pH em áreas de mata.

4.5 Qualidade da água de irrigação

Pode-se observar que houve diferença significativa entre épocas com relação ao pH da água subterrânea, apresentando valores de 8,87 e 7,25 aos 65 e 130 DAP, respectivamente. Já a água da chuva apresentou o menor valor de pH com 5,92, além disso é válido salientar que aos 130 DAP não foram registrados valores de precipitação (Tabela 8). Segundo Ayers; Westcot (1999), valores de pH na faixa de 6 a 8,5 se encontram em uma faixa adequada para o uso na agricultura.

Tabela 8 – Qualidade da água da chuva no CCS e do reservatório no CCI nas épocas de avaliação.

Variável	Unidade	65 DAP	65 DAP	130 DAP	CV (%)
		CCS	CCI		
pH	-----	5,92 C	8,87 A	7,25 B	0,29
CE	dS m ⁻¹	0,08 C	0,46 B	0,53 A	1,94
Ca ²⁺	mmol _c L ⁻¹	0,07 C	1,80 B	2,90 A	9,74
Mg ²⁺	mmol _c L ⁻¹	0,05 B	1,40 A	1,42 A	2,3
Na ⁺	mmol _c L ⁻¹	0,03 C	1,15 A	1,01 B	1,74
K ⁺	mmol _c L ⁻¹	0,02 B	0,29 A	0,24 A	4,92
Cl ⁻	mmol _c L ⁻¹	0,81 B	2,20 A	1,84 A	7,62
CO ₃ ²⁻	mmol _c L ⁻¹	0	0	0	0
HCO ₃ ⁻	mmol _c L ⁻¹	0,31 C	9,20 A	7,26 B	1,63
RAS	-----	0,17 C	0,91 A	0,69 B	3,24
Fe	mg L ⁻¹	ND	ND	ND	0
Cu	mg L ⁻¹	ND	ND	ND	0
Mn	mg L ⁻¹	ND	ND	ND	0
Zn	mg L ⁻¹	ND	ND	ND	0

Fonte: Autor. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula entre linhas não apresentam diferenças significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. ND – Não detectável

A redução do pH entre épocas pode ser devido à adubação, principalmente a nitrogenada como a ureia, na área de CCI, que com o tempo pode ter ocorrido a lixiviação dos íons de H⁺ até o lençol freático, promovendo redução do pH da água. De acordo com Nemčić-jurec *et al.* (2019) em estudo relacionando a qualidade da água subterrânea para fins de irrigação foi observado que o uso de fertilizantes minerais altera a qualidade da água, podendo levar a acidificação ou até a poluição da água para fins de irrigação. Tendência de maior acidificação de águas subterrâneas, com o tempo, são bem descritas na literatura por Silva *et al.* (2017) e Holanda *et al.* (2016), sendo o principal fator atrelado à redução do pH o tipo de manejo, a lixiviação de cátions e a mineralogia dos solos.

Com relação à condutividade elétrica na água subterrânea, foi observado diferença estatística significativa entre as épocas de avaliação. A coleta aos 130 DAP coincidiu com o período seco do ano, época de maior evaporação, influenciando na possível elevação do lençol freático e conseqüentemente o maior acúmulo de sais na água. No estudo de Jones; Van Vliet (2018), referente ao impacto do período seco no aumento dos sais na água de irrigação, foi observado que em períodos de déficit hídrico houve um aumento de até 21% na concentração

de sais solúveis nas águas de irrigação subterrânea. Aumento nas concentrações da salinidade em períodos de seca na água de irrigação, quando comparado ao período chuvoso, também foram relatados por Hellwig; Stahl; Lange (2017).

É válido salientar que Ca^{2+} e Mg^{2+} podem ter sido os principais agentes na contribuição do aumento da CE com o tempo visto que houve um aumento desses íons em comparação com o Na^+ . Esses resultados foram de encontro aos de Araújo; Bezerra (2018) estudando a qualidade das águas subterrâneas no Rio Grande do Norte e evidenciaram que o aumento nas concentrações de Ca e Mg foram responsáveis pelo acréscimo da CE da água.

A classificação quanto ao grau de restrição da água de irrigação devido ao risco à salinidade, considerando a condutividade elétrica (RICHARDS, 1954) apresenta que a água de irrigação aos 65 DAP e 130 DAP se enquadra no grau médio de restrição C2, sendo necessário um monitoramento periódico pelo risco à salinização pois os níveis de sais tendem em aumentar em épocas de seca, como observado por Damaceno *et al.* (2020). Diante dessa circunstância, um fato que pode ter influenciado em tal resultado é devido a captação da água nos poços ter atingido uma profundidade de até 320m, o que influencia na maior concentração de sais solúveis na água de irrigação. Trabalhos como os de Chaves *et al.* (2015), concluem que em poços profundos, há maior salinidade na água, devido a diluição dos sais pela água da chuva ser menos significativo.

Tabela 9 – Grau de restrição quanto ao risco à salinidade na água de irrigação

CE dS m ⁻¹	Grau de restrição			
	Baixo (C1)	Médio (C2)	Alto (C3)	Muito alto (C4)
	0,1 – 0,25	0,25 – 0,75	0,75-2,25	>2,25

Fonte – Adaptado de Richards (1954)

A baixa CE na água da chuva está associada principalmente aos baixos valores de sais na água da chuva, contribuindo para uma água sem nenhum grau de restrição quanto ao risco à salinidade.

Com relação aos valores de Ca na água subterrânea, observou-se diferença significativa entre épocas de avaliação. Aos 65 DAP o pH foi o maior, e isso reflete na disponibilidade de Ca na água dado que, o cátion poderá precipitar na forma de carbonato. Esses resultados foram similares aos de Silva; Miglorini (2014), estudando a qualidade de águas subterrâneas e encontraram que os menores valores de Ca estavam relacionados com a precipitação do íon, uma vez que o Ca é um cátion susceptível à reação, no qual acaba por precipitar na forma de carbonato e sulfato, sendo estes, sais de baixa solubilidade.

A maior concentração de Ca aos 130 DAP, pode ser atribuída a redução do pH da água de irrigação, uma vez que a água está mais ácida, o bicarbonato reage menos com o cálcio na formação de carbonato de cálcio, havendo assim uma menor deposição no interior das tubulações e emissores. Segundo Ayers; Westcot (1985), elevadas concentrações de carbonato e bicarbonato associado com o pH alcalino na água de irrigação, podem promover a precipitação do cálcio na forma de carbonato de cálcio viabilizando assim o processo de sodificação do solo.

Não foi observado diferença significativa entre as concentrações de Mg do reservatório nos períodos de avaliação, havendo somente significância quando comparado à água da chuva. Tais resultados provavelmente são devido à concentração do Mg na água subterrânea estar associada com o material de origem. Autores como Vasconcelos; Teixeira; Alves Neto (2010) relatam que o Jandaíra está inserido em uma variação litológica composta principalmente por calcários, siltitos, folhelhos e dolomito, influenciado assim na maior concentração de Mg na água.

Com relação ao Na na água de irrigação nas duas épocas de avaliação, verificou-se que houve diferença estatística, porém abaixo do limite estabelecido por Ayers; Westcot (1999), sendo classificada como nenhuma restrição quanto ao uso na irrigação.

É válido salientar que no período chuvoso, aos 65 DAP, houve uma maior concentração de sais de Na na água de irrigação quando comparado ao período seco, aos 130 DAP. Embora tenha sido observado tal resultado, vale pôr em evidência que a concentração de Na na água estava em declínio tendo em vista que, na coleta de caracterização (no início do período chuvoso) foi observado o maior valor de Na^+ na água subterrânea ($1,28 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$) (Tabela 2), onde a partir deste ponto, com o incremento da chuva ao longo dos meses, houve uma tendência de redução do Na. Por tal fato supracitado, se observa um maior valor de Na^+ aos 65 DAP do que aos 130 DAP.

Autores como Sales *et al.* (2020) e Lima *et al.* (2017) observaram que à medida que havia o aumento da precipitação, os valores de Na na água de irrigação tendiam a reduzir. Já nos períodos mais secos do ano houve um acréscimo da concentração de sais na água devido maior evaporação.

Acerca do bicarbonato (HCO_3^-) houve diferença significativa entre os períodos de coleta no reservatório onde, houve uma redução com o tempo (Tabela 8). O maior valor de bicarbonato aos 65 DAP pode estar associado ao elevado valor de pH da água de irrigação na mesma época posto que, valores alcalinos de pH influenciam no aumento da concentração de bicarbonato. No trabalho de Zhan *et al.* 2016b, avaliando as concentrações de bicarbonato e carbonato na água

de irrigação, foi concluído que em valores de pH alcalino as concentrações de bicarbonato são maiores do que em pH ácido pois, em baixas faixas de pH quase todos os íons carbonatos e bicarbonatos se convertem em dióxido de carbono. Por isso, não são verificados problemas de carbonato e bicarbonato nas águas com pH ácido.

A faixa no qual o bicarbonato se encontra na concentração normal na água para fins de irrigação é de 0 a 10 mmol_c L⁻¹ (AYERS; WESTCOST et al., 1999). Desta forma, não foi observado em ambas as épocas de avaliação, concentrações de HCO₃⁻ acima do ideal. A presença deste íon em concentrações elevadas gera problemas de entupimentos nas tubulações pois, o bicarbonato reage com o cálcio gerando o carbonato de cálcio reduzindo assim, a eficiência da aplicação de água no sistema de irrigação (SOTO et al., 2017).

Nos estudos de Hannam *et al.* (2019), foram relatados que as maiores concentrações de HCO₃⁻ na água de irrigação promoveram uma maior tendência no risco de sodicidade no solo devido, a precipitação do cálcio.

No que trata a RAS, foi verificado diferença significativa entre as épocas de avaliação da qualidade da água do reservatório, onde o maior valor observado foi aos 65 DAP foi de 0,91 mmol_c L⁻¹ e o menor aos 130 DAP de 0,69 mmol_c L⁻¹ (Tabela 8). Este resultado muito possivelmente é devido a menor concentração de Ca e maior de Na aos 65 DAP, refletindo no maior valor de RAS na mesma época. Esses resultados foram semelhantes aos de Eloi *et al.* (2014) estudando a qualidade da água de irrigação evidenciaram que, a RAS variou até 100% ao longo do ano onde, em épocas que o Na era mais alto e o Ca mais baixo, foram os maiores valores de RAS no estudo.

O efeito da sodicidade da água de irrigação, determinada pela razão de adsorção de sódio, refere-se ao impacto que o Na contido na água de irrigação irá causar no aumento da porcentagem de sódio trocável (PST) no solo, podendo alterar a sua capacidade de infiltração (CHAVES et al., 2015). Os valores de RAS considerados normais estão numa faixa de 0 a 15 mmol_c L⁻¹ (AYERS; WESTCOST et al., 1999). Dito isso, não foi observado em nenhuma época de avaliação valores superiores aos considerados normais de RAS para água de irrigação.

Na tabela 10 é apresentada a classificação segundo Richards (1954) para a restrição do uso da água de irrigação quanto ao risco de sodicidade, dando-se da seguinte forma: S1 - Água com baixo teor de sódio; S2 - Água com teor médio de sódio; S3 - Água com alto teor de sódio e S4 - Água com teor muito alto de sódio.

Tabela 10 – Grau de restrição quanto à sodicidade na água de irrigação

Grau de restrição

RAS	Baixo (S1)	Médio (S2)	Alto (S3)	Muito alto (S4)
-----	0 – 10	10 – 18	18 – 26	26 - 36

Fonte – Adaptado de Richards (1954)

A água de irrigação do reservatório é classificada como S1, segundo os dados da tabela 10, não apresentando problemas de sodificação. Resultados contrastantes foram observados no estudo de Araújo Neto *et al.* (2015), avaliando águas subterrâneas no Ceará, e verificaram que mais de 90% dos reservatórios amostrados exibiram baixo risco quanto a salinidade (C1) porém, o risco de ter problemas relacionados com a sodicidade variava de moderado (S2) a alto (S3) pois, havia uma tendência de acúmulo de Na em épocas mais secas do ano.

Diante dos argumentos expostos acima, a água de irrigação apresenta classificação segundo Richards (1954) de C2S1 ou seja, com médio grau de restrição quanto à salinidade e baixa no que se refere à sodicidade. Desta maneira, a água do reservatório pode ser utilizada para fins de irrigação desde que haja o monitoramento periódico dos níveis de sais.

4.6 Análise de componentes principais (ACP)

Os dois primeiros componentes principais explicaram 66,61% da variação total dos dados, sendo que o primeiro CP explicou 47,05% e o segundo 19,56%. Como os dois primeiros CP são capazes de explicar no mínimo 60% da variação total dos dados, não há necessidade a análise dos demais componentes (JOLIFFE, 1986). Visando uma maior facilidade na discussão dos resultados, o gráfico biplot foi subdividido em quadrantes I, II, III e IV, resultados apresentados na figura 2, onde os tratamentos em azul claro são referentes ao 65 DAP e os em preto aos 130 DAP respectivamente.

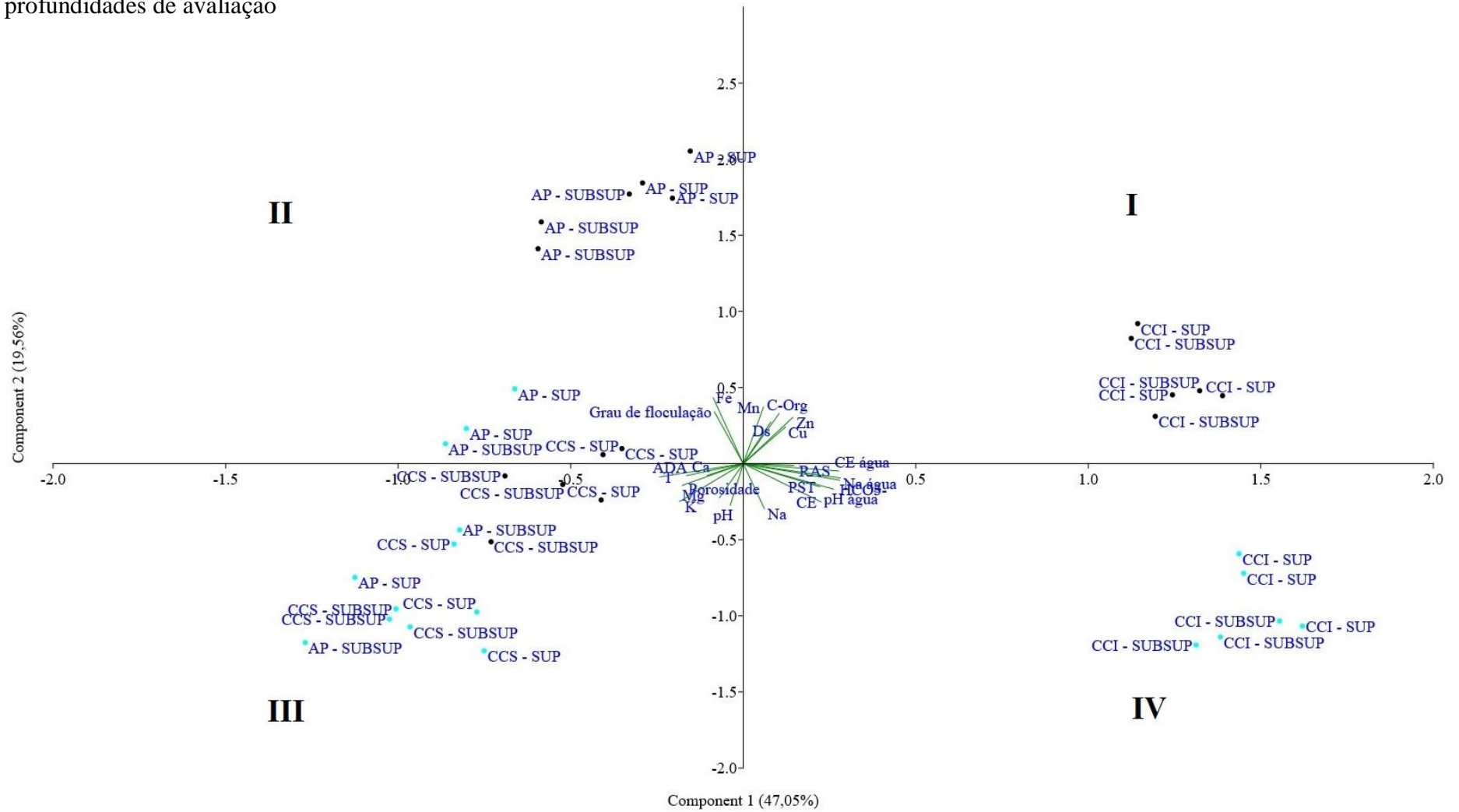
No quadrante I, observou-se que houve uma correlação positiva nos valores de Mn, Cu, Zn, C-orgânico e Ds no CCI aos 130 DAP em ambas as profundidades. Tais resultados são coerentes tendo em vista que os maiores valores de carbono orgânico estavam situados no CCI aos 130 DAP, contribuindo assim para a maior disponibilidade dos micronutrientes, além do fator adubação que pode ter influenciado no incremento nos teores de micronutrientes com o tempo. Além disso, pode-se observar também que os micronutrientes foram inversamente proporcionais ao pH, que está no quadrante III, reforçando a ideia de que os micronutrientes ficam mais disponíveis a valores de pH mais ácidos (SHI *et al.*, 2020). Não obstante, ao final do experimento os maiores teores de Cu e Mn foram observados na AP em ambas as profundidades, sendo por isso que esses dados se concentram no eixo superior do gráfico.

Quanto a densidade do solo, no CCI aos 130 DAP provavelmente houve a maior frequência na passagem de maquinário agrícola na área. Autores como Li *et al.* (2022),

estudando diferentes formas de cultivo, concluíram que quanto maior for a frequência na passagem de máquinas, maior será a tendência no aumento da densidade do solo no tempo

Com relação ao quadrante II, este mostra que o grau de flocculação e os teores de Fe trocáveis foram maiores principalmente na AP, tanto aos 65 como aos 130 DAP em ambas as profundidades. Na AP foi observado os menores valores de argila dispersa em água, muito provavelmente devido a quantidade de cobertura vegetal sobre o solo associado aos baixos valores de salinidade que deste modo, influenciou na maior flocculação das argilas. Além disso, o maior teor de ferro na AP possivelmente está associado ao grau de decomposição da serrapilheira na área, permitindo sua maior disponibilidade para o solo.

Figura 2 - Gráfico Biplot mostrando a projeção das variáveis nos dois primeiros componentes principais, considerando as áreas, épocas e profundidades de avaliação



Fonte - Autor

No quadrante III, os altos valores de T, Ca, Mg e K estão associados principalmente a AP e CCS em ambas as profundidades e épocas de avaliação, isso possivelmente foi devido ao pH do solo que contribuiu para a maior disponibilidade de nutrientes, onde valores de pH mais próximos de 6,5 tendem a aumentar as bases do solo (RAIJ et al., 1968). Além do mais, os valores de porosidade foram maiores na AP e CCS. Tal resposta pode ser atribuída aos menores valores de densidade do solo nessas áreas.

Por último, todos os parâmetros relacionados com a salinidade do solo e água se concentraram no quadrante IV, mostrando que tais variáveis estão intimamente correlacionados. O CCI aos 65 DAP em ambas as profundidades, apresentou maiores valores CE, PST e RAS, isso provavelmente foi devido a reposição periódica de íons salinos pela água de irrigação, promovendo assim o acréscimo destes ao solo. Autores como Triantafyllidis *et al.* (2020) relatam que o aumento da condutividade elétrica em áreas cultivadas é graças à água de irrigação. Não obstante, aos 130 DAP no CCI em ambas as profundidades esse impacto da salinidade não foi tão significativo visto que foi observado que houve uma tendência de redução dos sais no solo com o passar do tempo.

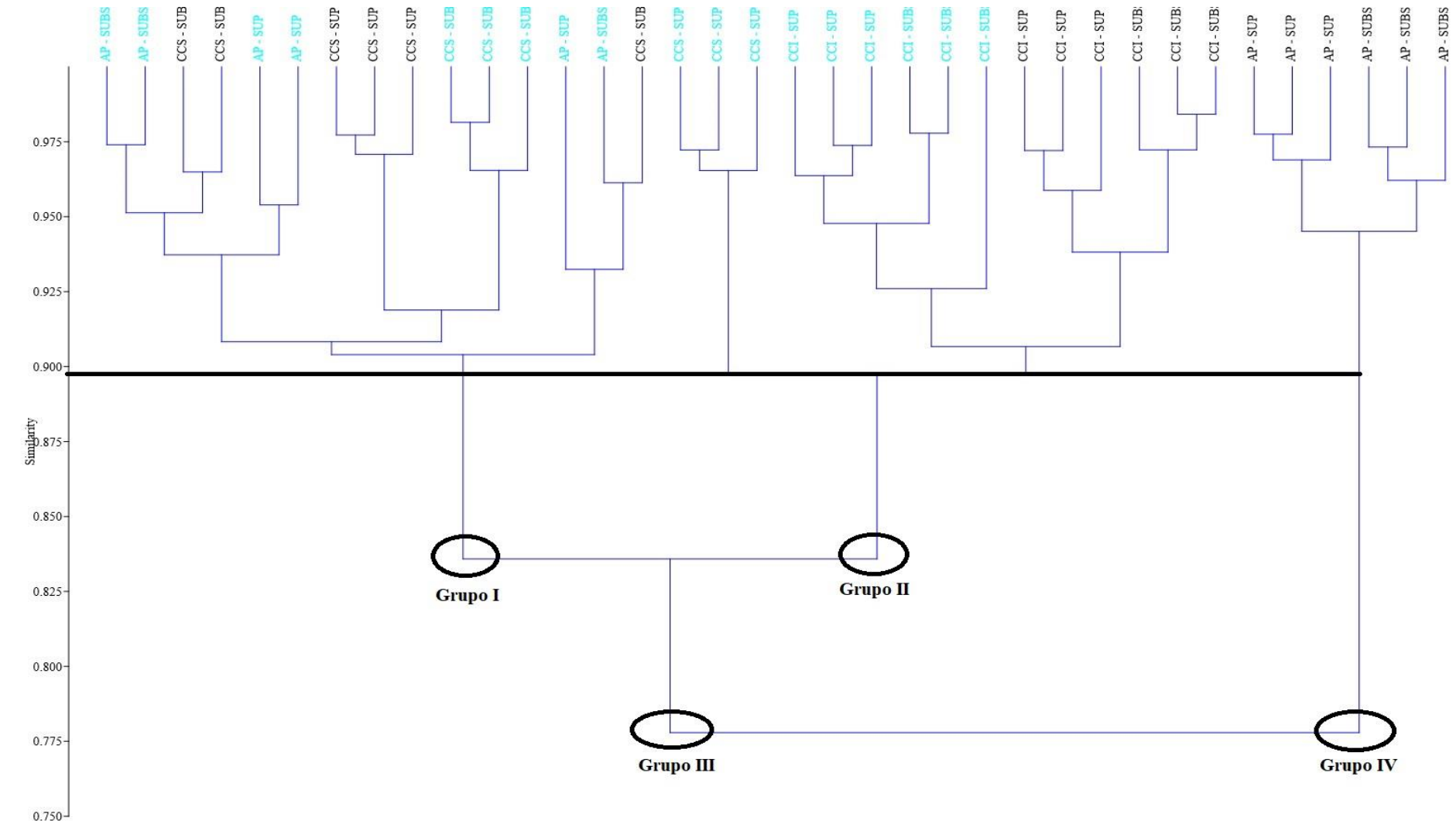
4.7 Análise de agrupamento (AA)

Foi realizada a análise de agrupamentos e os resultados são apresentados na figura 3, onde de mesmo modo que no ACP, os tratamentos em azul claro são referentes ao 65 DAP e os em preto aos 130 DAP respectivamente.

Para auxiliar na interpretação dos resultados, foi atribuído uma distância de 0,89 de similaridade para as ligações no dendrograma, gerando a formação de 4 grupos. O grupo I formado pela AP aos 65 DAP e CCS nas duas épocas de avaliação em ambas as profundidades, mostrando que ambos têm similaridade entre si, já o Grupo II é caracterizado pela CCI em ambas as épocas e profundidades. A exclusão do CCI do grupo I possivelmente é devido ao uso da água de irrigação nesta área, onde mesmo com baixos níveis de sais foi possível observar os seus efeitos na qualidade do solo diferindo assim da AP e CCS. A proximidade do Grupo I e II influenciou na formação do Grupo III, em função do manejo similar entre as áreas de cultivo convencional, com exceção da fonte hídrica. Ademais, como aos 65 DAP os valores das variáveis estudadas na AP não divergia tanto do CCS e CCI, pode ter contribuído para essa similaridade. Contudo, aos 130 DAP como a AP em ambas as camadas apresentou mais singularidade quando comparado ao CCS e CCI, esse comportamento refletiu na formação do grupo IV. Deste modo, pode-se concluir que ao final do período de avaliação os sistemas de cultivo convencional apresentaram impactos nos atributos físicos e químicos do solo uma vez

que, o grupo IV foi 77,5 % similar ao III que é designado principalmente pelas áreas de CCI e CCS. Além disso o CCI foi o sistema de manejo que apresentou maior especificidade tendo em vista que as condições de manejo do solo associado com o uso da água do reservatório contribuíram para a maior divergência do CCI com a AP e CCS, sendo conclusivo que foi o sistema de manejo com maiores alterações nos atributos físicos e química do solo.

Figura 3 – Dendrograma da análise de agrupamentos em função da área de preservação (AP), cultivo convencional em sequeiro (CCS) e cultivo convencional irrigado (CCI) entre épocas e profundidades de avaliação



Fonte - Autor

5 CONCLUSÕES

O cultivo convencional com irrigação (CCI) apresentou maior concentração de sais quando comparado a AP e CCS. Não obstante, esse sistema de manejo não atingiu status de solos afetados por sais.

O sistema de cultivo convencional influenciou negativamente nos atributos físicos do solo nas áreas cultivadas sendo que no CCI foram mais significativas essas alterações, principalmente pelo maior valor de densidade do solo e redução da porosidade total.

Os atributos químicos entre os sistemas de manejo se configuraram na seguinte ordem: AP >> CCS >> CCI. Tal fato se deve a influência do sistema de manejo convencional associado ao uso de água de irrigação.

A água de irrigação utilizada no CCI foi classificada como (C2S1) sem restrições quanto ao seu uso. Todavia, é de grande importância que haja o monitoramento da água de irrigação principalmente a partir do período seco onde a concentração de sais tende a aumentar, evitando assim, possíveis restrições quanto ao uso da água e a salinização do solo no CCI.

REFERÊNCIAS

- ABLIZ, A. et al. Effects of shallow groundwater table and salinity on soil salt dynamics in the Keriya Oasis, Northwestern China. **Environmental Earth Sciences** 2015 **75:3**, v. 75, n. 3, p. 1–15, 2016.
- AGROLINK. Disponível em: <https://www.agrolink.com.br>. Acesso: 18 nov. 2021.
- ARAGÜÉS, R. et al. Soil Salinization as a threat to the sustainability of deficit irrigation under present and expected climate change scenarios. **Irrigation Science**, [s.l.], v. 33, n. 1, p. 67–79, 18 set. 2015.
- ARAÚJO, C. S. P. DE; BEZERRA, J. M. qualidade das águas subterrâneas da cidade de pau dos ferros-rn. **Revista Geotemas**, [s.l.], v. 8, n. 2, p. 116–131, 2018.
- ARAÚJO NETO, J. R. et al. Dinâmica da qualidade das águas superficiais para irrigação em reservatórios do estado do Ceará, Brasil. **Revista Conexões - Ciência e Tecnologia**, Ceará, 9: 51 -60, 2015.
- ARAÚJO, S.M.S. A REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE DO BRASIL: Questões Ambientais e Possibilidades de uso Sustentável dos Recursos. **Rios Eletrônica – Revista Científica da FASETE**, [s.l.], n. 5, p. 89-98, 2011.
- ARGYRAKI, A. et al. Environmental availability of trace elements (Pb, Cd, Zn, Cu) in soil from urban, suburban, rural and mining areas of Attica, Hellas. **Journal of Geochemical Exploration**, [s.l.], v. 187, p. 201–213, 2018.
- AYANGBENRO, A. S.; BABALOLA, O. O. Reclamation of arid and semi-arid soils: The role of plant growth-promoting archaea and bacteria. **Current Plant Biology**. [s.l.], v. 25, p. 105-110, 2020.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. Water quality for agriculture. Roma: FAO. 174 p. **Irrigation and Drainage Paper**, [s.l.], v. 29, Rev. 1. 1985
- BARBOSA DE LIRA, R. et al. efeitos dos sistemas de cultivo e manejo da caatinga através da análise dos indicadores químicos de qualidade do solo na produção agrícola em apodi, rn. **Revista Caatinga**, [s.l.], v. 25, n. 3, p. 18–24, 2012.
- BARRETO, P. A. B. et al. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em seqüência de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 32, n. 2, p. 611-619, 2008.
- BASGA, S. D. et al. Land use impact on clay dispersion/flocculation in irrigated and flooded vertisols from Northern Cameroon. **International Soil and Water Conservation Research**, [s.l.], v. 6, n. 3, p. 237–244, 2018.

BEDEL, L. et al. Unexpected calcium sources in deep soil layers in low-fertility forest soils identified by strontium isotopes (Lorraine plateau, eastern France), **Geoderma**, [s.l.], v. 264, p. 103-116, 2016.

BELTRÃO, N. E. M. Breve História do Algodão no Nordeste do Brasil. Campina Grande: **Embrapa Algodão**, 1. ed. 2003a.

BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P.; (Ed.). **O Agronegócio do Algodão no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008

BLANCHET, G. et al. Spatial variability of potassium in agricultural soils of the canton of Fribourg, Switzerland. **Geoderma**, [s.l.], v. 290, p. 107–121, 2017.

BRUUN, T. B. et al. Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture. **Land Degradation and Development**, [s.l.], v. 26, n. 3, p. 272–283, 1 abr. 2015.

BUTCHER, K.; WICK, A. F.; DESUTTER, T.; CHATTERJEE, A.; HARMON, J. Soil salinity: a threat to global food security. **Agronomy Journal, Madison**, [s.l.], v. 108, p. 2189–2200, 2016.

DA COSTA, C. A. et al. Organic matter and physicochemical attributes of a cambisol under different agricultural uses in a semi-arid region of Brazil. **AJCS**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 32–41, 2016.

CHAVES, A. D. C. G. et al. Condutividade elétrica, pH e a relação adsorção de sódio nas águas de poços do município de Pombal-PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 06–12, 12 fev. 2015.

CHEN, C.; THOMPSON, A. The influence of native soil organic matter and minerals on ferrous iron oxidation. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, [s.l.], v. 292, p. 254–270, 1 jan. 2021.

CHITARRA, L.G. **Identificação e controle das principais doenças do algodoeiro**. 3ed. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2014. **Ciência Agrotec**. LAVRAS, v.27, n.2. 2014.

CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento. **Algodão: análise mensal**. Março de 2018. Disponível em:<conab.gov.br>. Acesso em: 05 abr. 2021.

COSTA, A. A. et al. Physical fractionation of organic carbon in areas under different land uses in the Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 24, n. 8, p. 534–540, 31 jul. 2020.

COULOMBE, C. E.; WILDING, L. P.; DIXON, J. B. Overview of Vertisols: Characteristics and Impacts on Society. **Advances in Agronomy**, [s.l.], v. 57, n. C, p. 289–375, 1 jan. 1996.

COX, C. et al. Soil quality changes due to flood irrigation in agricultural fields along the Rio Grande in western Texas. **Applied Geochemistry**, [s.l.], v. 90, p. 87–100, 1 mar. 2018.

DA ROCHA JUNIOR, P. R. et al. Can Soil Organic Carbon Pools Indicate the Degradation Levels of Pastures in the Atlantic Forest Biome? **Journal of Agricultural Science**, [s.l.], v. 6, n. 1, 2014.

DA ROSA COUTO, R. et al. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s.l.], v. 62, n. 5, p. 593–616, 2016.

DA SILVA, G. F. et al. indicadores de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso na mesorregião do agreste paraibano. **Revista Caatinga**, [s.l.], v. 28, n. 3, p. 25–35, 2015.

DAMACENO, F. A. V. et al. Classificação da água de irrigação quanto à salinidade no Sítio Cajueiro Município de Catolé do Rocha-PB / Classification of irrigation water as to salinity in the Situation of Cajueiro Municipality of Catolé do Rocha-PB. **Brazilian Journal of Development**, [s.l.], v. 6, n. 5, p. 27025–27033, 2020.

DE FREITAS, L. et al. estoque de carbono de latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, [s.l.], v. 28, n. 1, p. 228–239, 2018.

SOTO, I. S. et al. A model for field-based evidences of the impact of irrigation on carbonates in the tilled layer of semi-arid Mediterranean soils. **Geoderma**, [s.l.], v. 297, p. 48–60, 2017.

DI GIOIA, F. et al. Effects of application timing of saline irrigation water on broccoli production and quality. **Agricultural Water Management**, [s.l.], v. 203, p. 97–104, 2018.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. Defining soil quality for sustainable environment. Madison, **Soil Science Society of America**, [s.l.], v. 35, p.3-21. 1994

DOS, F. et al. Atributos do solo em sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional no Semiárido do Rio Grande do Norte. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s.l.], v. 13, Nº. 2, 2018, págs. 176-185, v. 13, n. 2, p. 176–185, 2018.

ELOI, W. M.,SALES, M. A. L.,LIRA, J. V.,NASCIMENTO, N. V.,& SOUZA, J. V. R. S. S. Sazonalidade na qualidade da água de irrigação em açudes da bacia do rio Acaraú, Ceará. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Ceará, v. 8, n. 2, p. 247-255, 2014.

EMBRAPA. **Solos do nordeste**. - **Portal Embrapa**. 2014. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1003864/solos-do-nordeste>>. Acesso em: 29 dez. 2020.

ESMAEILZADEH-SALESTANI, K. et al. Cropping systems with higher organic carbon promote soil microbial diversity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s.l.], v. 319, p. 107521, 1 out. 2021.

FAN, T. T. et al. Effect of Organic Matter on Sorption of Zn on Soil: Elucidation by Wien Effect Measurements and EXAFS Spectroscopy. **Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 50, n. 6, p. 2931–2937, 2016.

FERREIRA, N. K. F. et al. Availability of heavy metals and their correlation with a soil organic

material in vegetable producing areas in the Metropolitan Region of Belém/Pa. **Brazilian Journal of Development**, Belém, v. 7, n. 11, p. 109022–109032, 2021.

FILHO, A. N. T. et al. Incorporação de gesso para correção da salinidade e sodicidade de solos salino-sódicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.3, p.247-252, 2012.

GARDA, E. C. Atlas do meio ambiente do Brasil. Brasília: **Editora Terra Viva**, 1996.

GEE, G.W., BAUDER, J.W. Particle-size analysis. In: KLUTE, A., (Ed.) Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods. Madison, **Soil Science Society of America**, 2. ed, p. 383–412, 1986.

GENOVA, G. et al. Copper and zinc as a window to past agricultural land-use. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 424, p. 126631, 2022.

GONÇALVES JÚNIOR, A.C.; SCHWANTES, D.; COELHO, G.F.; NACKE, H.; STREY, L.; GUO, W. et al. Magnesium stress signaling in plant: just a beginning. **Plant signaling & behavior**, [s.l.], v. 10, n. 3, 2015.

HANNAM, K. D. et al. Bicarbonates dissolved in irrigation water contribute to soil CO₂ efflux. **Geoderma**, [s.l.], v. 337, p. 1097–1104, 2019.

HAO, M. et al. Impacts of changes in vegetation on saturated hydraulic conductivity of soil in subtropical forests. **Scientific Reports 2019 9:1**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 1–9, 2019.

HELLWIG, J.; STAHL, K.; LANGE, J. Patterns in the linkage of water quantity and quality during low-flows. **Hydrological Processes**, [s.l.], v. 31, n. 23, p. 4195–4205, 2017.

HENNE, A. et al. The influence of metal mobility on resource potential in circumneutral pH iron-rich copper mine waste rocks. **Journal of Geochemical Exploration**, [s.l.], v. 219, p. 106632, 2020.

HOLANDA, J. S. et al. Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R. et al. **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. 2 ed. Fortaleza: INCTSal, p.35-50, 2016.

HONG, S. et al. Afforestation neutralizes soil pH. **Nature Communications 2018 9:1**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 1–7, 2018.

IPECE - INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. Perfil Básico Municipal de Tabuleiro do Norte (2017). Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/wpcontent/uploads/sites/45/2018/09/Tabuleiro_do_Norte_2017.pdf>. Acessado em: 10 de jan. de 2021

JOLIFFE, I. . Principal Component Analysis for Special Types of Data. **new york springer**, [s.l.], p. 338–372, 8 maio 1986.

JONES, E.; VAN VLIET, M. T. H. Drought impacts on river salinity in the southern US: Implications for water scarcity. **The Science of the total environment**, [s.l.], v. 644, p. 844–853, 2018.

JÓZEFOWSKA, A.; LOAIZA-USUGA, J. C.; SCHMIDT, O. Consequences of land-use changes for soil quality and function, with a focus on the EU and Latin America. In: **Climate Change and Soil Interactions**. Amsterdã. p. 207–228, 2020.

KHODAVERDILOO, H. et al. Effect of Wetting-Drying Cycles on Redistribution of Lead in Some Semi-Arid Zone Soils Spiked with a Lead Salt. **Pedosphere**, v. 22, n. 3, p. 304–313, 2012.

KNAPP, T.; HUANG, Q. Do climate factors matter for producers' irrigation practices decisions? **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 552, p. 81–91, 1 set. 2017.

LAMAS, F. M.; FERREIRA, A. C. B.; LA TORRE, E. J. R.; STAUT, L. A. Sistema Plantio Direto e Convencional: efeito na produtividade de fibrade três cultivares de algodoeiro. **Revista de Agricultura Neotropical**, Cassilândia-MS, v. 3, n. 2, p. 34-40, abr./jun. 2016.

LAURENT, C. et al. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 709, p. 135927, 2020.

LI, J. et al. Modified soil physicochemical properties promoted sequestration of organic and inorganic carbon synergistically during revegetation in desertified land. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s.l.], v. 9, n. 6, p. 106331, 2021b.

LI, K. et al. Evaluating the effects of agricultural inputs on the soil quality of smallholdings using improved indices. **CATENA**, [s.l.], v. 209, p. 105838, 2022.

LIMA, A. D. O. et al. Hydrochemistry of alluvial aquifer in the Cobra River sub-basin. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 11, p. 785–790, 1 nov. 2017.

LIMA, F.J. **Evolução geomorfológica e reconstrução paleoambiental do setor subúmido do Planalto Sedimentar do Araripe: um estudo a partir dos depósitos colúviais localizados nos municípios de Crato e Barbalha-Ceará**. Recife, 2015. 193 f. Tese (Doutorado em geografia) - Programa de pós-graduação em geografia – Ppgeo. Universidade federal de pernambuco – UFPE.

LINDSAY, W. **Chemical equilibria in soils**. New York, Wiley Interscience, 449p. 1979.

LITALIEN, A.; ZEEB, B. Curing the earth: A review of anthropogenic soil salinization and plant-based strategies for sustainable mitigation. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 698, p. 134 – 145, 2020.

LIU, B. et al. Modeling and assessing feasibility of long-term brackish water irrigation in vertically homogeneous and heterogeneous cultivated lowland in the North China Plain. **Agricultural Water Management**, [s.l.], v. 211, p. 98–110, 2019a.

- LIU, C. A. et al. The conversion of tropical forests to rubber plantations accelerates soil acidification and changes the distribution of soil metal ions in topsoil layers. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 696, p. 134082, 2019b.
- MARASCHIN, L.; SCARAMUZZA, J. F.; VIEIRA, C. R. incubação do calcário e as características químicas de solos com texturas diferentes. **Nativa**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 43–51, 2020.
- MARTINKOSKI, L. et al. Artigo Original Qualidade Física do Solo Sob Manejo Silvopastoril e Floresta Secundária. **Floresta e Ambiente**, [s.l.], v. 24, p. 20160282, 2017.
- MEDEIROS, P. R. F. de; Silva, E. F. de F.; Duarte, S. N. Salinidade em ambiente protegido. Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados / 2.ed. Editores: Hans Raj Gheyi, Nildo da Silva Dias, Claudivan Feitosa de Lacerda, Enéas Gomes Filho. Fortaleza, **INCTSal**, 2016. 504p.
- MEDINA ROSA, D. et al. Humic substances in soil cultivated with cover crops rotated with maize and soybean. **Revista Ciência Agrônômica**, [s.l.], v. 48, n. 2, p. 221-230, 2017
- MICHELON, C. J. et al. Qualidade física de solos irrigados do Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 37, n. 5, p. 1308–1315, 2007.
- MORENO-JIMÉNEZ, E. et al. Aridity and reduced soil micronutrient availability in global drylands. **Nature Sustainability**, [s.l.], v. 2, n. 5, p. 371–377, 2019.
- MOTA, H. et al. propriedades físicas de um solo sob diferentes uso e manejo em cruzeiro do sul-acre. **revista científica eletrônica de agronomia**, [s.l.], v. 28, p. 13–21, 2015.
- NEMČIĆ-JUREC, J. et al. Hydrochemical investigations of groundwater quality for drinking and irrigational purposes: two case studies of Koprivnica-Križevci County (Croatia) and district Allahabad (India). **Sustainable Water Resources Management**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 467–490, 2019.
- OLIVEIRA FAGUNDES, M. et al. Qualidade de um latossolo sob plantio convencional e sistema plantio direto no cerrado baiano, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 10, n. 3, p. 281–297, 2019.
- OSTER, J.; JAYAWARDANE, N. Agricultural management of sodic soils. **Oxford University Press**, 1998.
- PACHECO, S.R; SANTOS, R.P. Evaluation of Environmental Impacts in Semi-arid Caatingas of Brazil. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science (IJAERS)**, [s.l.], v. 6, n. 7, p. 2456–1908, 2019.
- PESSOA, L. G. M. et al. Composição química e salinidade do lixiviado em dois solos cultivados com cebola irrigada com água salina. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences*, [s.l.], v. 5, n. 3, p. 406–412, 2010.
- PEREIRA SALES, R. et al. Qualidade física de um Latossolo sob plantio direto e preparo

convencional no semiárido. **Revista Ciência Agronômica**, [s.l.], v. 47, n. 3, p. 429–438, 2016.

PEREIRA, W. E. et al. Zinc and copper fractions in Oxisols of different textures fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 25, n. 6, p. 386–392, 2021.

PROGRAMA NACIONAL DE SOLOS DO BRASIL – Pronasolos. Disponível em: <https://geoportal.cprm.gov.br/pronasolos/>. Acessado em: 3 de abr. 2021.

QADIR, M.; SCHUBERT, S. Degradation processes and nutrient constraints in sodic soils. **Land Degradation and Development**, [s.l.], v. 13, n. 4, p. 275–294, jul. 2002.

RAIJ, B. V.; SACCHETTO, M. T. D.; IGUE, T. Correlações entre o pH e o grau de saturação em bases nos solos com horizonte B textural e horizonte B latossólico. **Bragantia**, [s.l.], v. 27, n.17, 1968.

REZAPOUR, S.; SAMADI, A. Soil quality response to long-term wastewater irrigation in Inceptisols from a semi-arid environment. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s.l.], v. 91, n. 3, p. 269–280, 2011.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Department of Agriculture, 1954. 160p.

ROUT, G. R.; SAHOO, S. Role of iron in plant growth and metabolism. **Reviews in Agricultural Science**, [s.l.], v. 3, n. 0, p. 1–24, 2015.

SALES, J. M. J. et al. Variabilidade espaço-temporal da qualidade da água em área de agricultura irrigada. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [s.l.], v. 14, n. 3, p. 4071–40854, 14 nov. 2020.

SÁ, I. B.; FOTIUS, G. A.; RICHÉ, G. R. Degradação ambiental e reabilitação natural no trópico semi-árido brasileiro. In: CONFERÊNCIA NACIONAL DA DESERTIFICAÇÃO, 1994, Fortaleza. **Anais...** Brasília: Fundação Grupo Esquel Brasil, p. 310-331. 1996.

SANTOS, E. E. F. et al. Atributos químicos de solo cultivado com palma forrageira sob irrigação com água salobra. **Research, Society and Development**, [s.l.], v. 9, n. 9, p. 69-75, 3 set. 2020.

SANTOS, M. C. DOS; LIMA, A. F. L. DE; SANTOS, L. A. C. DOS. caracterização química de um solo sob uma área de cultivo e de floresta nativa na região de apuí – amazonas. **Educamazônia - Educação, Sociedade e Meio Ambiente**, [s.l.], v. 23, n. 2, p. 300–312, 2019.

SANTOS, R. F.; KOURI, J.; SANTOS, J. W. O agronegócio do algodão. In: BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, D. M. P. (Ed.). **O Agronegócio do Algodão no Brasil**. 2. ed. v. 1 Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

SELLAN, G. et al. Impact of soil nitrogen availability and pH on tropical heath forest organic matter decomposition and decomposer activity. **Pedobiologia**, [s.l.], v. 80, p. 150645, 1 maio 2020.

SEVERO, P. J. DA S. et al. Períodos de incubação de enxofre elementar em atributos químicos de um solo salinizado/ Elemental sulfur incubation periods in chemical attributes of a salinized soil. **Brazilian Journal of Development**, [s.l.], v. 5, n. 9, p. 15815–15827, 23 set. 2019.

SHAHAB, H. et al. Pore size distribution as a soil physical quality index for agricultural and pasture soils in northeastern iran. **Pedosphere**, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 312–320, 1 jun. 2013.

SHI, M. et al. Regional wheat grain manganese and its potential risks affected by soil pH and precipitation. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 264, p. 121677, 10 ago. 2020.

SILVA, A.B. et al. Parâmetros físico-químicos da água utilizada para consumo em poços artesianos na cidade de Remígio-PB. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 31, n. 2, p.109-118, 2017.

SILVA, J. J. F. MIGLORINI, R. B. Caracterização das águas subterrâneas do aquífero Furnas na região sul do estado de Mato Grosso. **Geociências**, Mato grosso, v. 33, n. 2, p.261–277, 2014.

SILVA, N. I.; FONTES, L.O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J.B.; OLIVEIRA, A. C.; Qualidade de água na irrigação. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**. [s.l.], v.7,n 03, p 1-15. 2011.

SILVA, P. V. S. R.; NASCIMENTO, P. DOS S. Salinidade do solo e desenvolvimento do girassol submetido à irrigação com águas de diferentes qualidades. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, [s.l.], v. 7, n. 2, p. 255–269, 19 dez. 2019.

SILVA SANTANA, A. et al. Biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo no Sul do Estado de Roraima. **REVISTA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS DA AMAZÔNIA**, Amazônia, v. 6, n. 1, p. 43–50, 2017.

SINGH, A. Salinization and drainage problems of agricultural land. **Irrigation and Drainage**, [s.l.], v. 69, n. 4, p. 844–853, 22 out. 2020.

SISKAWARDANI, D. D. et al. Manganese status in upland and lowland rubber-growing soils in Songkhla province, southern Thailand. **Agriculture and Natural Resources**, [s.l.], v. 50, n. 4, p. 321–325, 1 jul. 2016.

SORIA, J. E. et al. Influência do teor de argila nas relações entre os atributos químicos de solos no Noroeste do Estado de São Paulo. **Revista Cultura Agronômica**, São paulo, v. 28, n. 1, p. 111–122, 25 abr. 2019.

SOUSSI, A; FERJANI, R. Microbiomas associados a plantas em terras áridas: diversidade, ecologia e potencial biotecnológico no JSTOR. **Plant and Soil**, [s.l.], V.44, n.5, p 94-105, 2016.

SOUZA, Juliana Rosa de et al. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos:

Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 8, n. 1, 2014.

SPOSITO G. **The chemistry of soil**. New York, Oxford University Press. 342p. 2008.

STEINER, F. **Balanço de Potássio no sistema solo-planta influenciado pela textura e adubação potássica em solos tropicais**. 79 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2014.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G.; (Eds.) Manual de Métodos de Análise de Solo. 3ª ed. Distrito Federal: **Embrapa**, 573 p. 2017

THAKUR, N.; SHARMA, R. Soil Quality. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, [s.l.], v. 8, n. 06, p. 2920–2930, 2019.

THORNTON, C. M. et al. The Brigalow Catchment Study: V*. Clearing and burning brigalow (*Acacia harpophylla*) in Queensland, Australia, temporarily increases surface soil fertility prior to nutrient decline under cropping or grazing. **Soil Research**, [s.l.], v. 59, n. 2, p. 146–169, 6 nov. 2020.

TRIANAFYLLIDIS, V. et al. Effect of land-use types on edaphic properties and plant species diversity in Mediterranean agroecosystem. **Saudi Journal of Biological Sciences**, [s.l.], v. 27, n. 12, p. 3676–3690, 2020.

USDA, United States Department of Agriculture. **Cotton: world markets and trade**. Abril de 2018. Disponível em: <faz.usda.gov> . Acesso em: 07 abr. 2021

VASCONCELOS, S. M. S.; TEIXEIRA, Z. A.; ALVES NETO, J. Caracterização do aquífero Jandaíra, porção situada no Estado do Ceará, Brasil. **Revista de Geologia**, [s.l.], v. 23, n.1, p.50 – 60, 2010.

WANG, R. et al. Effect of different vegetation on copper accumulation of copper-mine abandoned land in tongling, China. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 286, p. 112227, 2021.

WANG, X. et al. Impact of irrigation volume and water salinity on winter wheat productivity and soil salinity distribution. **Agricultural Water Management**, [s.l.], v. 149, p. 44–54, 2015.

XIAO, D. et al. Soil organic carbon mineralization with fresh organic substrate and inorganic carbon additions in a red soil is controlled by fungal diversity along a pH gradient. **Geoderma**, [s.l.], v. 321, p. 79–89, 2018.

XU, H.; ZHANG, C. Investigating spatially varying relationships between total organic carbon contents and pH values in European agricultural soil using geographically weighted regression. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 752, p. 141977, 2021.

YAN, P. et al. Soil acidification in Chinese tea plantations. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 715, p. 136-963, 2020.

YASUOR, H.; YERMIYAHU, U.; BEN-GAL, A. Consequences of irrigation and fertigation of vegetable crops with variable quality water: Israel as a case study. **Agricultural Water Management**, [s.l.], v. 242, p. 106362, 2020.

ZHAN, A. et al. Estimating on-farm wheat yield response to potassium and potassium uptake requirement in China. **Field Crops Research**, [s.l.], v. 191, p. 13–19, 2016a.

ZHAN, N. et al. Fast Detection of Carbonate and Bicarbonate in Groundwater and Lake Water by Coupled Ion Selective Electrode. **Chinese Journal of Analytical Chemistry**, [s.l.], v. 44, n. 3, p. 355–360, 2016b.

ZHU, G. et al. Effects of land use changes on soil organic carbon, nitrogen and their losses in a typical watershed of the Loess Plateau, China. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 133, p. 108443, 2021.