



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

JÉSSICA MARCY SILVA MELO SANTOS

**QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM E SALINIDADE DO
SOLO NO PERÍMETRO IRRIGADO JACARÉ-CURITUBA NO
MUNICÍPIO DE POÇO REDONDO - SERGIPE**

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2022

JÉSSICA MARCY SILVA MELO SANTOS

**QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM E SALINIDADE DO SOLO
NO PERÍMETRO IRRIGADO JACARÉ-CURITUBA NO MUNICÍPIO
DE POÇO REDONDO - SERGIPE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas

Co-orientador: Prof. Dr. Airon José da Silva

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2022

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

S237q Santos, Jéssica Marcy Silva Melo
Qualidade da água de drenagem e salinidade do solo no
Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba no município de Poço Redondo
– Sergipe / Jéssica Marcy Silva Melo Santos ; orientador Ariovaldo
Antonio Tadeu Lucas. – São Cristóvão, SE, 2022.
73 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade
Federal de Sergipe, 2022.

1. Recursos hídricos. 2. Água – Qualidade – Medição. 3.
Irrigação agrícola. 4. Solos – Salinidade. 5. Solos – Conservação.
6. Regiões áridas – Poço Redondo SE). I. Lucas, Ariovaldo Antonio
Tadeu, orient. II. Título.

CDU 556.18:631.67(813.7)

JÉSSICA MARCY SILVA MELO SANTOS

**QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM E SALINIDADE DO SOLO NO
PERÍMETRO IRRIGADO JACARÉ-CURITUBA NO MUNICÍPIO DE POÇO
REDONDO - SERGIPE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Recursos Hídricos como requisito
para obtenção do título de Mestre em Recursos
Hídricos.

APROVADA: 30 de agosto de 2021



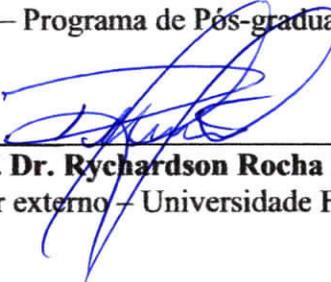
Prof. Dr. Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas
Orientador



Prof. Dr. Airon José Da Silva
Co-orientador



Prof. Dr. Antenor De Oliveira Aguiar Netto
Examinador interno – Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos



Prof. Dr. Rychardson Rocha De Araújo
Examinador externo – Universidade Federal de Sergipe

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ser meu maior apoio e por me sustentar todas as vezes que pensei em desistir, tudo que sou é graças a Ele. A Nossa Senhora Aparecida, que cuida e protege a mim e a minha família.

Agradeço a minha mãe, Maria Nancy, minha maior referência de mulher forte e guerreira, que mesmo sem entender as minhas escolhas sempre apoia, não me deixa desistir e é por quem eu me dedico a ser melhor todos os dias. E a meu pai, Marcos Luiz, que sempre será lembrado e sei que cuida de mim de onde estiver. Aos meus irmãos, Tony e Tiago, que mesmo de longe se orgulham de mim e isso me impulsiona a ser cada dia melhor.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Tadeu e ao co-orientador Prof. Dr. Airon, pela confiança e apoio até aqui. Ao Projeto Opará: águas do rio São Francisco, executado pela Universidade Federal de Sergipe e Sociedade Socioambiental Canoa de Tolda, com patrocínio da Petrobrás por meio do Programa Petrobras Socioambiental.

Agradeço a minha família que mesmo cheia de defeitos, estão sempre apostos para me socorrer. Ao meu sobrinho, Arthur, que nasceu durante o andamento deste trabalho e tem sido a alegria nos dias difíceis, que um dia ele tenha conhecimento desta dedicatória, que sirva de exemplo e seja brilhante a jornada que escolher seguir.

Aos amigos que me apoiaram e estiveram comigo nos momentos mais difíceis dessa fase. João Manoel (minha inspiração), Laurinha, Maria Iderlane, Gabi, Ingrid, Victor, Lucas e Diego, que nessa ordem contribuíram para a conclusão desse trabalho, direta ou indiretamente. E todos os outros que de alguma forma me incentivou e torceu para que eu chegasse até aqui.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos pelo direcionamento e aos poucos amigos que ganhei durante o programa. Vocês fizeram toda diferença nos dias difíceis!

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar a qualidade da água de drenagem de um solo salino-sódico em condições de campo, e analisar a salinidade e sodicidade do solo em áreas adjacentes a um canal de drenagem no Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, localizado no município de Poço Redondo - Sergipe. O delineamento experimental foi composto por um esquema inteiramente casualizado, com nove pontos de amostragem de água e três repetições. Sendo os pontos: entrada do canal de drenagem secundário (ECD), saída do canal de drenagem secundário (SCD), drenos laterais de cada parcela (DP1, DP2, DP3, DP4, DP5, DP6) e água usada na irrigação (AI). Cada parcela experimental possuía uma área de 200 m², sendo assim a área experimental ocupou 1200 m². Foram realizadas seis campanhas de amostragem de água em nove pontos, sendo um ponto de coleta a água usada na irrigação, e oito em pontos distintos no canal de drenagem secundário. Nas amostras de água foram realizadas análises químicas dos parâmetros de qualidade da água para irrigação. A partir do canal de drenagem secundário instalado na área do experimento, uma área de influência foi delimitada no entorno do canal de drenagem de acordo com dados topográficos do local, obtidos na base de dados do Atlas digital de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe, para coleta e análise físico-química dos parâmetros de classificação do solo para salinidade e sodicidade. Foram coletadas 46 amostras de solos, sendo 23 a 0 – 15 cm de profundidade e 23 de 15 – 30 cm de profundidade. Os resultados indicaram da MANOVA demonstraram que houve efeito principal para os pontos de amostragem tempos de campanha, a interação entre os pontos de coleta também apresentou efeito significativo. Foram observadas quatro diferentes classificações para água: C1S1; C3S1; C4S1; C4S2, 11,1%, 13%, 50% e 25,9%, respectivamente. Para o solo os resultados apontaram que 73,9% das áreas de coleta apresentam solos classificados como normais, para ambas as profundidades, na profundidade de 0 a 0,15 m, 17,40% dos solos foram classificados como salino-sódico e 8,70% como salino, e para profundidade de 0,15 a 0,30 m os solos classificados como salinos e salino-sódicos, representaram 26,1%. Conclui-se que a água de drenagem aumentou a concentração de Na no canal de drenagem com potencial de salinização do solo, quanto aos solos das área adjacentes o processo salino-sódico mostra o grau de salinidade da área.

Palavras-chave: Agricultura Irrigada, recursos hídricos, conservação de solos, Região Semiárida.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the quality of the drainage water of a saline-sodic soil under field conditions, and to analyze the salinity and sodicity of the soil in areas adjacent to a drainage channel in the Irrigated Perimeter Jacaré-Curituba, located in the municipality from Poço Redondo - Sergipe. The experimental design consisted of a completely randomized design, with nine water sampling points and three replications. The points being: beginning of the secondary drainage channel at the area (BSC), outlet of the secondary drainage channel of the experimental area (OSC), end drains of each plot (EDP1, EDP2, EDP3, EDP4, EDP5, EDP6) and water used in irrigation (WI) . Each experimental plot had an area of 200 m², so the experimental area occupied 1200 m². Six water sampling campaigns were carried out at nine points, one collecting the water used for irrigation, and eight at different points in the secondary drainage channel. Chemical analyzes of water quality parameters for irrigation were performed on the water samples. From the secondary drainage channel installed in the area of the experiment, an area of influence was delimited in the surroundings of the drainage channel according to topographic data of the place, obtained from the database of the Digital Atlas of Water Resources of the State of Sergipe, to collection and physical-chemical analysis of soil classification parameters for salinity and sodicity. Forty-six soil samples were collected, 23 at 0 – 15 cm in depth and 23 at 15 – 30 cm in depth. The results indicated by MANOVA showed that there was a main effect for the sampling points at campaign times, the interaction between the collection points also had a significant effect. Four different classifications for water were observed: C1S1; C3S1; C4S1; C4S2, 11.1%, 13%, 50% and 25.9%, respectively. For the soil, the results showed that 73.9% of the collection areas present soils classified as normal, for both depths, at a depth of 0 to 0.15 m, 17.40% of the soils were classified as saline-sodic and 8,70% as saline, and for a depth of 0.15 to 0.30 m the soils classified as saline and saline-sodic, represented 26.1%. It is concluded that the drainage water increased the concentration of Na in the drainage channel with potential for salinization of the soil, as for the soils of the adjacent area; the saline-sodic process shows the degree of salinity in the area.

Keywords: Irrigated Agriculture, water resources, soil conservation, semiarid region.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	8
2 REFERENCIAL TEÓRICO	10
2.1 PROCESSO DE SALINIZAÇÃO DO SOLO EM PERÍMETROS IRRIGADOS	10
2.2 RECUPERAÇÃO DE SOLOS AFETADOS POR SAIS.....	13
2.3 QUALIDADE DA ÁGUA PARA FINS DE IRRIGAÇÃO	16
3 QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM DE SOLO SALINO-SÓDICO NO PERÍMETRO IRRIGADO JACARÉ-CURITUBA EM SERGIPE.....	19
RESUMO.....	19
ABSTRACT	20
3.1 INTRODUÇÃO.....	21
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.2.1 CARACTERIZAÇÃO EXPERIMENTAL	23
3.2.2 AMOSTRAGEM DA ÁGUA DRENADA	25
3.2.3 ANÁLISE DE ÁGUA	25
3.2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICAS DOS DADOS.....	26
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
3.3.1 ANÁLISE DOS PONTOS DE COLETA E TEMPOS DE CAMPANHA	27
3.3.2- CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO	40
3.4 CONCLUSÃO.....	45
4 SALINIDADE E SODICIDADE EM ÁREAS ADJACENTES A UM CANAL DE DRENAGEM SECUNDÁRIO EM PERÍMETRO IRRIGADO DO SERTÃO SERGIPANO	46
RESUMO.....	46
ABSTRACT	47
4.1 INTRODUÇÃO.....	48
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	50
4.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	50
4.2.2 ANÁLISE E CLASSIFICAÇÃO DO SOLO	51
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
4.4 CONCLUSÃO.....	59
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
REFERÊNCIAS.....	61

1 INTRODUÇÃO GERAL

A degradação dos recursos naturais tem se tornado um problema em todo o mundo e tem efeito direto no desenvolvimento das sociedades. A pouca disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade, a necessidade de produzir cada vez mais alimentos pela pressão econômica e o manejo inadequado do solo e da água têm culminado na degradação das terras agrícolas.

No mundo, nas regiões áridas e semiáridas, a má distribuição de chuva não atende as necessidades das culturas agrícolas e o uso da irrigação é a alternativa que possibilita o desenvolvimento da produção agrícola, gerando progresso e renda. Porém, o uso excessivo dos recursos naturais na agricultura pode ocasionar danos progressivos ao ecossistema e consequentemente à economia.

A criação dos Perímetros Irrigados no Brasil, surgiu como um incentivo do governo para desenvolver e incrementar a produção agrícola em regiões semiáridas do país.

As condições climáticas do Nordeste brasileiro são caracterizadas pelo baixo regime de chuvas e altas taxas de evapotranspiração, as quais contribuem para o processo de acúmulo de sais no solo. O uso inadequado da irrigação e as particularidades climáticas da região, podem resultar em impactos negativos ao desenvolvimento sustentável da agricultura irrigada e em casos mais graves levar à degradação do solo pela salinidade e ou sodicidade, tornando a recuperação um processo oneroso e até mesmo inviável dessas terras.

Dados apresentados pela Companhia de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Irrigação de Sergipe em 2018, mostraram que 70% das hortaliças consumidas no Estado são produzidas nos perímetros irrigados (COHIDRO, 2019), mostrando o potencial de produção dessas áreas e a importância do gerenciamento e investimentos.

De acordo com o Governo do Estado de Sergipe, o Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba é mantido pelo INCRA e pela CODEVASF, e é o maior assentamento de reforma agrária em perímetro irrigado da América Latina destinado a agricultura familiar, beneficiando cerca de 700 famílias dentro do Assentamento de Reforma Agrária Jacaré-Curituba, ocupa uma área de 1.860 hectares irrigados (CODEVASF, 2014; MENESES et al., 2015; SERGIPE, 2019).

O perímetro irrigado Jacaré-Curituba se estende entre os municípios de Poço Redondo e Canindé de São Francisco. Predominando a irrigação por gotejamento e microaspersão (SALES; BARRETO; AGUIAR NETO, 2018), com destaque maior para as culturas da macaxeira, do quiabo, do milho e do feijão (MODESTO; AGUIAR NETO, 2018).

O sucesso da agricultura irrigada depende da associação do manejo adequado do solo, do sistema de drenagem e da qualidade da água. Desta forma a avaliação da qualidade da água de drenagem agrícola despejada nos canais de drenagem deve ter qualidade compatível para retornar ao curso d'água, papel fundamental na sustentabilidade da agricultura. Esta avaliação tem por finalidade mensurar os impactos ao solo e canais afluentes circunvizinhos e a possibilidade de reuso da água drenada na agricultura por meio de tratamento e/ou diluição.

Este trabalho teve como objetivo geral mensurar a qualidade da água de drenagem de um solo salino-sódico em condições de campo, e avaliar a salinidade e sodicidade do solo em áreas adjacentes a um canal de drenagem no Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, localizado no município de Poço Redondo - Sergipe.

Para isto, está dissertação foi dividida em dois artigos, o primeiro corresponde à análise da qualidade da água de drenagem de um solo salino-sódico e sua classificação de acordo com as diretrizes de qualidade da água para irrigação. No segundo artigo, o objetivo foi analisar e classificar o solo quanto aos níveis de salinidade e ou sodicidade do solo das áreas adjacentes a um canal de drenagem do perímetro irrigado.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 PROCESSO DE SALINIZAÇÃO DO SOLO EM PERÍMETROS IRRIGADOS

A salinização dos solos é dividida em duas categorias: a de origem natural causada pelo intemperismo das rochas e solubilização dos seus componentes minerais, também chamada de salinidade primária e; a de origem antrópica que provém da ação do homem no manejo de solo e irrigação inadequada (CAVALCANTE *et al.*, 2016).

Nas regiões áridas e semiáridas há limitação de recursos hídricos, um entrave no desenvolvimento agrícola, para tanto a irrigação é essencial para garantir a produção agrícola (SINGH *et al.*, 2012). Porém o uso contínuo da irrigação aumenta ainda mais os riscos de salinização do solo em áreas agrícolas (XINLIN *et al.*, 2016), um dos problemas ambientais mais desafiadores que as áreas irrigadas enfrentam em todo o mundo (SU *et al.*, 2005).

Através do mapeamento de solos afetados por sais, Wicke *et al.* (2011), mostraram que quase todas as regiões do mundo apresentam solos em processo de salinização, variando em níveis de extensão e severidade. No mundo, 20% das terras irrigadas são afetadas pelo acúmulo de sal, aproximadamente 1 bilhão de hectares, e estima-se que na metade do século XXI, 50% dos solos vão perder seu potencial de produção devido ao processo de salinização, a não ser que ações para remediação e controle sejam realizadas (SINGH *et al.*, 2012; HASANUZZAMAN *et al.*, 2014; MACHADO; SERRALHEIRO, 2017; YU *et al.*, 2018).

No Brasil, é na região semiárida do Nordeste a maior ocorrência de solos afetados por sais. Este fato se dá principalmente devido às condições climáticas da região, em que as taxas de evapotranspiração superam a precipitação e pelas condições de drenagem imperfeita (PESSOA *et al.*, 2019).

De acordo com a Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE (2017), a região semiárida do Brasil abrange 1262 municípios dentro do território nacional, que foram delimitados por critérios aprovados pela Lei nº 7827 de 27/09/1989 e alterada pelas Resoluções do Conselho Deliberativo da SUDENE de nº 107, de 27/07/2017 e nº 115, de 23/11/2017, sendo que um destes critérios exige que as regiões apresentem precipitação anual igual ou inferior a 800 mm.

A delimitação territorial recebeu o nome de “Polígono das Secas”. Por estarem amparados em leis e resoluções a nível federal, os municípios inseridos neste polígono são priorizados no recebimento de políticas públicas voltadas aos impactos causados pelos períodos de estiagem (TROLEIS; SILVA, 2018).

No semiárido brasileiro a agricultura irrigada tem crescido consideravelmente nos últimos cinquenta anos, devido aos incentivos de políticas públicas criadas com o objetivo de

incentivar o desenvolvimento dessas atividades (CASTRO, 2018), com a implantação de Perímetros Irrigados (PI). Definido como uma área de produção agrícola dividida em diversos lotes, que dispõem de infraestrutura de irrigação de uso coletivo composta por canais, drenos, estradas, redes elétricas, estações de bombeamento e adutoras, capaz de levar água do rio aos lotes (VIANA; SANTOS, 2016).

Segundo Pontes *et al.* (2013), os PI foram implantados no Brasil entre os anos de 1968 e 1992, levando em consideração critérios para a implantação, dentre eles a disponibilidade hídrica e solo favorável a agricultura irrigada. Por isso, os PI surgiram no Polígono das Secas com o intuito de expandir e modernizar a produção agrícola nas regiões semiáridas do Nordeste do Brasil (RIGOTO *et al.*, 2016). Entretanto, Bernardo, Soares e Montovani (2006) afirmaram que os principais problemas de salinização no Brasil apareceram nos projetos de irrigação, em especial nos projetos apresentados no Polígono das Secas.

De acordo com a SUDENE (2017), na delimitação do semiárido sergipano há 29 municípios, ocupando uma área total de 11093 km², inseridos no Polígono das Secas. São nove os perímetros irrigados em operação no Estado de Sergipe: Califórnia, Jabiberi, Jacarecica I e II, Piauí, Ribeira, Propriá, Continguiba, Betume e Jacaré-Curituba, de acordo com Machado *et al.*, (2007) cinco já apresentaram problemas com áreas afetadas por processos aparentes de salinização.

No Estado de Sergipe diferentes níveis do processo de salinização são relatados, como Aguiar Neto *et al.* (2007) que evidenciaram a predominância de solos salino-sódicos, durante o estudo das características químicas de salinidade e sodicidade dos solos do PI Califórnia, em Sergipe. Já Santos e Lucas (2015), ao realizarem o diagnóstico da salinização do Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, em Sergipe, relataram a ocorrência do processo de salinização em diferentes níveis de severidade.

Os PI vieram para aumentar a qualidade e a quantidade das safras agrícolas e o desenvolvimento da região nos longos períodos de estiagem (VASCONCELOS *et al.*, 2014). Foi proposto o modelo de agronegócio na tentativa de incorporar competitividade, aumentar e adaptar a produção (SILVEIRA *et al.*, 2018), mas apesar dos avanços trazidos para estes agroecossistemas, a sustentabilidade pode ser comprometida pelo manejo inadequado da irrigação, levando a salinização e/ou sodificação dos solos.

O processo de salinização de um solo está ligado a qualidade da água de irrigação, o manejo do sistema adotado, do nível de drenagem (natural ou artificial), a concentração de sais do solo e a profundidade do lençol freático (BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006). Além destes, as condições climáticas também estão relacionadas com os riscos de salinização

dos solos (RIBEIRO; RIBEIRO FILHO; JACOMINE, 2016). Este processo tem provocado deterioração das propriedades físicas e químicas do solo (ALBUQUERQUE; FONSÊCA; SANTOS, 2018a).

A textura do solo tem influência no processo de salinização, os solos argilosos por exemplo, perdem água de forma mais lenta que solos arenosos, levando a um aumento da concentração da solução do solo (AHMED *et al.*, 2012). Assim como as camadas mais próximas da superfície geralmente acumulam mais sais devido a evaporação (HOU; ZHU; JIN, 2016).

O excesso de sais no solo tem efeitos negativos nas propriedades físicas e químicas do solo, desenvolvimento microbiológico e no crescimento das plantas, além de efeitos adversos na estrutura do solo (TEJADA *et al.*, 2006), causar toxicidade às plantas por consequência da concentração de íons e desordem nutricional (BATISTA *et al.*, 2016). Além de reduzir a velocidade de expansão celular e causar danos aos cloroplastos que resulta na redução da taxa de crescimento e da fotossíntese das plantas (HOU; ZHU; JIN, 2016).

Os solos afetados pelo acúmulo de sais são classificados em solos salinos, sódicos e salino-sódicos pela presença de sais solúveis, sódio trocável ou ambos nas camadas mais superficiais do solo. Solos salinos são formados pelo acúmulo de sais solúveis no perfil do solo, os principais são cloreto, sulfatos, bicarbonato de sódio, cálcio e magnésio (RIBEIRO; RIBEIRO FILHO; JACOMINE, 2016).

Os solos sódicos são originados do processo que ocorre quando há excesso de íons de sódio (Na^+) na solução do solo, chamado de sodificação (VASCONCELOS, 2014). Já os solos salino-sódicos ocorrem quando ambas as condições acontecem simultaneamente, a presença de sais solúveis e Na^+ na solução do solo (FERREIRA; SILVA; RUIZ, 2016).

A classificação do solo mais conhecida é a desenvolvida pela United States Salinity Laboratory Staff sob coordenação de Richards (1954), que também é empregada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS, 2018). Esta classificação tem como base parâmetros de Condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes), o pH do extrato de saturação e a Porcentagem de Sódio Trocável (PST) (RICHARDS, 1954; FREIRE; FREIRE, 2007). O manejo adequado do uso do solo tem por finalidade diminuir os efeitos do processo de salinização do solo, melhorando a qualidade do solo (YU *et al.*, 2018).

A condutividade elétrica (CE) expressa a concentração de sais da solução do solo e o aumento da PST pode ocasionar o aumento significativo da CE (AGUIAR NETO *et al.*, 2007). O acúmulo de sais no solo altera as propriedades físicas, químicas e biológicas, modificando o conteúdo de bases trocáveis no solo (VASCONCELOS, 2014). Os solos que apresentam

excesso de sais solúveis são caracterizados por exibir valor de CEes maior que 4 dS m^{-1} , pH menor que 8,5 e PST menor que 15% (TALEI *et al.*, 2012).

A salinidade do solo está associada a presença de sais como cloreto de sódio, sulfato de cálcio, magnésio e bicarbonatos, e por estarem na forma de hidróxidos as mesmas solubilizam e são lixiviadas com adição de água (ALBUQUERQUE *et al.*, 2018a). A recuperação de solos afetados por sais, em condições salinas e/ou sódicas, requer o uso de produtos que promovam a redução do pH e reduzam os teores de sódio trocável (Na^+), melhorando assim a sua fertilidade (ARAÚJO *et al.*, 2015).

A redução das concentrações dos sais solúveis e do sódio trocável no solo é o principal objetivo da recuperação de solos salino-sódicos, possibilitando aos solos que perderam seu potencial produtivo que retomem sua aptidão para agricultura (VASCONCELOS, *et al.*, 2016). A recuperação de solos afetados por sais em perímetros irrigados é de grande relevância, para restabelecer o potencial da área afetada e reinseri-la ao sistema de produção, além de garantir a permanência do agricultor no campo (TAVARES FILHO *et al.*, 2012). Além de garantir a sustentabilidade da agricultura irrigada e minimizar os danos causados ao meio ambiente, em especial ao solo.

2.2 RECUPERAÇÃO DE SOLOS AFETADOS POR SAIS

A sustentabilidade e a rentabilidade dos sistemas de produção agrícola vêm sendo ameaçados pela degradação da qualidade do solo, resultante de ações antrópicas e de fatores naturais (MA *et al.*, 2018). As mudanças no uso natural da terra têm afetado de forma drástica as propriedades físicas e químicas do solo. A salinização do solo de áreas áridas e semiáridas se tornou um sério problema ambiental, sendo uma das principais questões para a sustentabilidade da produção agrícola nestas regiões (WANG *et al.*, 2018).

O uso indevido das práticas de manejo tem provocado problemas e dentre eles o mais preocupante é a salinização dos solos, que se destaca porque reduz a produtividade de grande parte das culturas, colabora para o processo de possível desertificação (LUCAS *et al.*, 2014). A desertificação é um processo de degradação dos solos que ocorre nas regiões áridas e semiáridas e subúmidas secas, causada não só devido às características climáticas destas regiões, mas também das práticas antrópicas de exploração (CASTRO; SANTOS, 2020).

Atualmente, mais de 3,6 milhões de hectares são afetados pela desertificação no mundo, que é caracterizada por perdas das qualidades agricultáveis do solo e da pastagem natural de forma total ou parcial (LAMQADEM; HAFID; PRADHN, 2018). Tanto a escassez como o uso excessivo da água, principalmente na agricultura, causa um desequilíbrio dos

recursos naturais, acelerando por exemplo a desertificação (EMADODIN; REINSCH; TAUBE, 2019).

Solos salinizados acabam se tornando improdutivos, o que traz danos econômicos e socioambientais, tendo como consequências o abandono de lotes irrigados (ARAÚJO *et al.*, 2015) e conseqüentemente o êxodo rural.

O desenvolvimento de técnicas de recuperação de áreas degradadas é fundamental para que sejam resgatado seu potencial produtivo e minimizados os casos de abandono dessas terras, pois elevados níveis de salinização resultam em grandes perdas de recursos naturais que impactam na produção agrícola, prejudicando o bem-estar econômico e do ecossistema (DALIAKOPOULOS *et al.*, 2016).

Diversas técnicas para a remediação da salinização dos solos são conhecidas, tais como uso de condicionadores químicos (gesso agrícola e enxofre), matéria orgânica como condicionador físico (de origem animal e vegetal), manejo da irrigação para causar a lixiviação, sistema de drenagem artificial e uso de plantas tolerantes ao estresse salino (SINGH *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2018).

A salinidade é reduzida pela solubilização e lixiviação dos sais no perfil do solo e em condições de sodicidade se faz necessário a substituição do sódio trocável por cálcio e o produto desta reação seja removido por lixiviação da zona radicular (BARROS *et al.*, 2004). Por isso, sugere-se inicialmente uma avaliação dos atributos químicos do solo para determinar a necessidade de uso de corretivos para melhorar suas condições (ALBUQUERQUE *et al.*, 2018b).

O uso do gesso como um corretor de solo sódico é em especial devido ao seu baixo custo, apesar da necessidade de aplicação em grandes quantidades (STAMFORD *et al.*, 2015). A aplicação do gesso reage substituindo o Na^+ do meio de troca catiônica por Ca^{2+} , remediando os efeitos adversos, pois o Ca^{2+} melhora a estrutura do solo. Esta reação reduz a dispersão das partículas do solo, o pH e a porcentagem de sódio trocável (BRONICK; LAL, 2005).

O uso do gesso para recuperação de solos salinos-sódicos é eficaz e apresenta baixo risco ecológico (ZHAO *et al.*, 2018). O uso do gesso agrícola melhora os atributos químicos do solo, reduz os teores de sódio trocável e solúvel do solo, conseqüentemente reduz o pH e elevando os demais atributos químicos, permitindo assim que áreas degradadas e abandonadas retornem às suas atividades produtivas (ALBUQUERQUE; FONSÊCA; SANTOS, 2018a).

Estratégias de aplicação de corretivos como fonte de Ca^{2+} para substituir o Na^+ trocável na remediação dos solos salino-sódicos são eficientes, além do uso de resíduos orgânicos como estratégia na recuperação das qualidades físicas dos solos. Miranda *et al.* (2011), afirmaram

que a grande maioria dos adubos orgânicos (de origem animal ou vegetal) apresentam em sua composição nutrientes necessários às plantas, como o nitrogênio e o fósforo, e ainda o potássio.

O emprego de matéria orgânica acelera a lixiviação do Na^+ pelo aumento da infiltração de água no solo, diminui a porcentagem de sódio trocável e a condutividade elétrica, melhora a capacidade de retenção de água a estabilidade dos agregados (BRONICK; LAL, 2005; TEJADA *et al.*, 2006; LÓPEZ-VALDEZ *et al.*, 2010; MIRANDA *et al.*, 2011; CONG *et al.*, 2017).

Diversos trabalhos com foco em recuperação e produção em solos salinizados tem realizado a associação de técnicas de remediação, como a incorporação de condicionadores químicos, uso do sistema de drenagem artificial e manejo do sistema de irrigação para causar a lixiviação dos sais (GHAFOOR *et al.*, 2012; TAVARES FILHO *et al.*, 2012; KANG *et al.*, 2013; VASCONCELOS *et al.*, 2016).

A aplicação de uma lâmina extra de irrigação e a construção de sistemas de drenagem subterrâneas são consideradas as medidas mais efetivas no controle de danos causados pela salinidade, porque possibilitam a lixiviação dos sais e o rebaixamento do lençol freático, e conduz o lixiviado para fora da área que se deseja recuperar (CAVALCANTE *et al.*, 2016; HOU; XINLIN *et al.*, 2016; HOU; ZHU; JIN, 2016). Em caso de necessidade de remoção de sais por lixiviação a drenagem subterrânea é a que melhor se adequa, já para remover o excesso de água acumulada usa-se a drenagem superficial (FAYRAP; KOÇ, 2012).

Em solos mal drenados, uma característica de solos das regiões áridas e semiáridas, para se obter sucesso na lixiviação dos sais do solo é necessário a implantação de sistema de drenagem artificial. A drenagem representa a retirada do excesso de água e sais do solo, com o objetivo final de gerar boas condições de aeração e controlar a salinidade, preservando as características físicas, químicas e biológicas do solo e assim favorecer o crescimento e desenvolvimento de culturas (MARTINS; OLIVEIRA, 2006).

Apesar da eficiência do sistema de drenagem artificial, o custo da instalação do sistema é relativamente alto (HOU; ZHU; JIN, 2016). No Nordeste brasileiro o emprego da drenagem em áreas irrigadas representa um grande desafio para os órgãos públicos e privados, devido aos custos envolvidos e a obtenção de retorno no rendimento da produção agrícola (BARRETO *et al.*, 2004). O sistema de drenagem deve ser planejado em conjunto com a irrigação para garantir a máxima produção e proteção ambiental.

O uso de sistemas de drenagem na remediação de solos salinizados gera um volume significativo de água com alta concentração de sais (SU *et al.*, 2005) inicialmente, podendo levar à salinização e sodificação dos solos, criando um problema ambiental. Fayrap e Koç

(2012), ao avaliarem a qualidade da água de canais de drenagem superficiais e subterrâneos, relataram altas taxas de salinidade, podendo causar danos aos solos de áreas adjacentes.

Por isso é necessário o gerenciamento adequado da água drenada para minimizar situações de impactos ambientais e perdas de produção. Além disso, reúso da água drenada têm sido apresentado como uma alternativa economicamente atrativa para fins agrícolas (ALLAM *et al.*, 2015; EL-ZAWILY *et al.*, 2019) considerando o aumento na demanda por água para o desenvolvimento da produção agrícola e a escassez de recursos hídricos de boa qualidade (AHMEND *et al.*, 2012).

2.3 QUALIDADE DA ÁGUA PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

A água é responsável pelo desenvolvimento econômico e social tanto de países em desenvolvimento como nas regiões secas do mundo (SILVEIRA *et al.*, 2018). O principal fator limitante na produtividade agrícola é a água, pois está presente em diversos processos metabólicos que são fundamentais para o desenvolvimento da planta. Quando em excesso no solo, a água é capaz de comprometer a produção (LIMA JUNIOR *et al.*, 2017), bem como degradar as características físico-químicas do solo.

A avaliação da qualidade da água usada na irrigação é responsável pelo êxito, desde a elaboração dos projetos de irrigação até os resultados da produção agrícola, mas em muitos casos é um ponto negligenciado podendo trazer problemas na condução de uma cultura comercial (BATISTA *et al.*, 2016) e degradação do solo devido ao acúmulo de sais. A avaliação da qualidade da água é uma medida que deve ser adotada como método para prevenir tanto a ocorrência de processo de salinização como mitigar os mesmos (WANG *et al.*, 2015).

A qualidade da água de irrigação tem influência direta na salinização dos solos, pois o teor de sais da água e o manejo inadequado do sistema são as principais causas. Além disso, os problemas de drenagem deficiente nas regiões áridas e semiáridas são, na maioria das vezes, causados pelo manejo inadequado da irrigação, pois o excesso de água aplicada pode provocar a elevação do nível do lençol freático, bem como o acúmulo de sais nas camadas superficiais do solo, onde se encontram o sistema radicular das plantas (MARTINS; OLIVEIRA, 2006).

Para avaliação da qualidade da água de irrigação são considerados parâmetros físico-químicos e biológicos, para assim definir sua adequação quanto ao uso (BATISTA *et al.*, 2016). Na avaliação deve-se levar em consideração três aspectos principais. São eles a salinidade, a sodicidade e a toxicidade, descritos por Holanda *et al.* (2016):

O efeito da salinidade é de natureza osmótica e reduz a absorção de água pelas plantas, afetando diretamente o rendimento das culturas. A sodicidade se refere ao efeito relativo do sódio da água de irrigação tendendo a elevar a porcentagem de sódio trocável no solo (PST), com danos nas suas propriedades físico-químicas, provocando problemas de infiltração. A toxicidade, diz respeito aos efeitos de toxidez pelo excesso de Cl, Na e B sobre as plantas, afetando o rendimento, independente do efeito osmótico.

A CE é a forma indireta mais usual para expressar a concentração total de sais da água usada para irrigar, devido sua facilidade e rapidez de determinação (BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006). A característica física de maior relevância na avaliação da qualidade da água para fins de irrigação é a CE, pois denota a capacidade da água transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo diretamente proporcional à concentração iônica (LIBÂNIO, 2010).

Diferentes estudos que tratam da presença de sais na água e no solo para a produção agrícola apontam apenas a CE como parâmetro para caracterizar o nível de sais dissolvidos (DEVKOTA *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2015; BAATH *et al.*, 2016). Os sais do solo são transportados e distribuídos através da solução do solo e da água de irrigação (WANG *et al.*, 2018).

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS), o efeito do sódio contido na água de irrigação, é o índice que expressa a proporção relativa do Na^+ em relação ao Ca^{2+} e o Mg^{2+} , cátions divalentes que competem com o sódio pelos espaços de intercâmbio do solo. A predominância do íon sódio induz a troca de íons cálcio e magnésio pelo sódio nos solos, levando à degradação por consequência da perda de sua estrutura e permeabilidade (ALMEIDA, 2010). A RAS da água corresponde à estimativa mais adequada para mensurar os riscos de sodificação ou de infiltração da água no solo (HOLANDA *et al.*, 2016).

A classificação recomendada pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), para qualidade de água para fins de irrigação é a proposta pela *University of California Committee of Consultants* com pequenas adaptações propostas por Ayers e Westcot (1991). Esta classificação tem como base a salinidade, a infiltração e a toxicidade das águas, limitando a qualidade da água para irrigação aos resultados analíticos de sua composição química delimitando em três graus de restrição de uso: nenhuma, ligeira a moderada restrição e severa (ALMEIDA, 2010).

Os impactos causados pelo processo de salinização dos solos influenciada pela qualidade da água de irrigação podem ser atenuados por meio da gestão adequada da água, pois compreendendo como as propriedades dos solos são afetadas é possível elaborar estratégias de manejo e gestão da irrigação (HUANG *et al.*, 2011).

A escassez de recursos hídricos trará impactos adversos na distribuição de água doce para a agricultura irrigada ao longo dos anos. Em função disso, a água de baixa qualidade poderá ser uma opção para a irrigação em áreas afetadas pela disponibilidade de recursos hídricos (AHMED *et al.*, 2012).

É importante salientar que com o crescimento da demanda por água no mundo para produção agrícola, muitos países já vêm estudando e adotando a prática do uso de água com qualidade marginal para fins de irrigação, associado ao manejo adequado da irrigação e do solo (HUANG *et al.*, 2011), fases de desenvolvimento da cultura e condições climáticas (AHMED *et al.*, 2012) e o uso de sistemas de drenagem artificial.

3 QUALIDADE DA ÁGUA DE DRENAGEM DE SOLO SALINO-SÓDICO NO PERÍMETRO IRRIGADO JACARÉ-CURITUBA EM SERGIPE

RESUMO

Uma das funções do sistema de drenagem agrícola é reduzir a salinidade do solo, porém a água efluente normalmente possui alta concentração de sais que em alguns casos impede sua utilização, portanto é fundamental a avaliação da sua qualidade. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água de drenagem de um solo salino-sódico e classificá-la quanto ao uso para irrigação. O experimento foi conduzido em um solo salino-sódico de um lote do Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, no município de Poço Redondo, região semiárida do Alto Sertão Sergipano. O delineamento experimental foi composto por um esquema inteiramente casualizado, com nove pontos de amostragem de água e três repetições. A água de drenagem das parcelas foi avaliada em seis períodos de campanha denominados de T1- 1º dia, T2- 8º dia, T3- 15º dia, T4- 22º dias, T5- 28º dia e T6 -35º dia, a partir da aplicação da lâmina para lixiviação. Sendo os pontos: entrada do canal de drenagem secundário (ECD), saída do canal de drenagem secundário (SCD), drenos laterais de cada parcela (DP1, DP2, DP3, DP4, DP5, DP6) e água usada na irrigação (AI). Os Parâmetros avaliados foram: Condutividade elétrica (CE), Cálcio (Ca^{2+}), Magnésio (Mg^{2+}), Sódio (Na^+), Carbonato (CO_3^{2-}), Bicarbonato (HCO_3^-), Ácido/Base (pH), Razão de Adsorção de Sódio (RAS). A análise estatística foi a multivariada de Variância (MANOVA), a normalidade avaliada pelos testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk, o pressuposto de homogeneidade pelo teste M de Box. As Diferenças médias (ΔM) e estimativa marginal foram realizadas com o ajuste do intervalo de confiança pelo método de Bonferroni, os tamanhos de efeito entre os fatores (Tempo e Amostra coletada) foram avaliados pelos Eta squared “ η^2 ” e o Omega-Squared “ ω^2 ”. O resultado da Anova Fatorial demonstrou que existem diferenças significativas nos valores de pH ao longo do Tempos de campanha e para a interação entre Tempos de campanha*Pontos de coleta, demonstrando que a variável Tempos de campanha exerce forte efeito nas amostras observadas. O Tempo de campanha foi fator de mudanças na qualidade da água. A água usada na irrigação foi classificada como C1S1, enquanto as demais foram: C1S1; C3S1; C4S1; C4S2, nas proporções de 11,1%, 13%, 50% e 25,9%, respectivamente. Conclui-se que todos os íons analisados apresentaram significativas mudanças ao longo dos Pontos de Coletas no canal de drenagem, a CE foi fortemente afetada pelas concentrações dos íons analisados. Quanto a resolução do CONAMA 357/2005 foi classificada como salobra e salgada.

Palavras-chave: Salinização. Agricultura irrigada. Condutividade elétrica. RAS.

ABSTRACT

One of the functions of the agricultural drainage system is to reduce the salinity of the soil, but the effluent water normally has a high concentration of salts that in some cases prevents its use, so it is essential to evaluate its quality. The objective of this work was to evaluate the quality of drainage water from a saline-sodic soil and classify it in terms of its use for irrigation. The experiment was carried out in a saline-sodic soil of a lot in the Jacaré-Curitiba Irrigated Perimeter, in the municipality of Poço Redondo, semi-arid region of Alto Sertão Sergipano. The experimental design consisted of a completely randomized design, with nine water sampling points and three replications. The drainage water of the plots was evaluated in six campaign periods called T1- 1st day, T2- 8th day, T3- 15th day, T4- 22nd days, T5- 28th day and T6-35th day, from the application of the irrigation depth for leaching. The points being: beginning of the secondary drainage channel at the area (ECD), outlet of the secondary drainage channel of the experimental area (OSC), end drains of each plot (EDP1, EDP2, EDP3, EDP4, EDP5, EDP6) and water used in irrigation (WI). The parameters evaluated were: Electrical conductivity (EC), Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Sodium (Na^+), Carbonate (CO_3^{2-}), Bicarbonate (HCO_3^-), Acid/Base (pH), Sodium Adsorption Ratio (RAS). Statistical analysis was multivariate of variance (MANOVA), normality assessed by the Kolmogorov-Smirnov and Shapiro-Wilk tests, and the assumption of homogeneity by the Box M test. The Mean Differences (ΔM) and marginal estimate were performed with the adjustment of the confidence interval by the Bonferroni method, the effect sizes between the factors (Time and Sample collected) were evaluated by the Eta squared " η^2 " and the Omega-Squared " ω^2 ". The Anova Factorial result showed that there are significant differences in pH values over the Campaign times and for the interaction between Campaign Times*Collection points, demonstrating that the Campaign Times variable has a strong effect on the observed samples. Campaign time was a factor in changes in water quality. The water used in irrigation was classified as C1S1, while the others were: C1S1; C3S1; C4S1; C4S2, in the proportions of 11.1%, 13%, 50% and 25.9%, respectively. It is concluded that all analyzed ions showed significant changes along the Collection Points in the drainage channel, the EC was strongly affected by the concentrations of the analyzed ions. As for CONAMA resolution 357/2005, it was classified as brackish and salty.

Keywords: Water quality. Salinization. Irrigated Agriculture.

3.1 INTRODUÇÃO

Os perímetros irrigados são de extrema importância para o desenvolvimento do semiárido brasileiro, impulsionados por políticas públicas (SILVA *et al.*, 2020). O perímetro irrigado Jacaré-Curituba, localizado entre os municípios de Canindé do São Francisco e Poço Redondo (Sergipe) é abastecido por água captada do Rio São Francisco e armazenada em um reservatório artificial dentro da área do perímetro (SANTOS; LUCAS, 2015).

O sucesso da produção agrícola depende da disponibilidade de água para as culturas. O uso dos recursos naturais pelo homem, com a finalidade de produção agrícola tem ocasionado impactos negativos a estas áreas, comprometendo a diversidade da flora e fauna, reduzindo o volume nos cursos d'água e a qualidade de suas águas (SALES; BARRETO; AGUIAR NETO, 2018).

A pressão econômica tem impulsionado cada vez mais a produção agrícola, mesmo em regiões onde as condições são limitantes para a atividade. O aproveitamento da água de drenagem agrícola é uma opção sustentável e economicamente atrativa.

No Delta do Nilo, estima-se que mais de 7 bilhões de metros cúbicos de água de drenagem agrícola é reutilizada por ano (ALLAM *et al.*, 2015). Contudo, a água de drenagem agrícola pode apresentar concentrações elevadas de sais que prejudicam a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

A salinidade da água de drenagem é influenciada pela qualidade e quantidade da água de irrigação, o tipo de solo e a cultura agrícola (EL-AGHA *et al.*, 2019). A *Food and Agriculture Organization of United Nations* (FAO), estabeleceu diretrizes para classificação da qualidade da água para fins de irrigação, principalmente em respeito à salinidade e em 1985, Ayers e Westcot modificaram essas diretrizes que têm sido aceitas internacionalmente.

A qualidade da água de irrigação é usualmente determinada, principalmente pela quantidade total de sais dissolvidos e sua composição iônica (SILVA *et al.*, 2011). Os principais parâmetros na avaliação da qualidade da água de irrigação são as concentrações de Na, Ca, Mg, Fe, Cl, CE e valor de pH (LUCAS, 2007), além da RAS (Razão de Adsorção de Sódio), parâmetro que representa a relação entre a concentração de sódio em relação ao total de cálcio e magnésio presente na água (RICHARDS, 1954).

Quando a água é classificada com risco de salinidade, o manejo inadequado pode afetar o crescimento da cultura por meio do aumento da pressão osmótica e desequilíbrio nutricional. Já a água que apresenta risco de sodicidade, pode causar problemas em processos físicos do solo, que dificultam a infiltração da água no solo pela dispersão da argila (QADIR *et al.*, 2007).

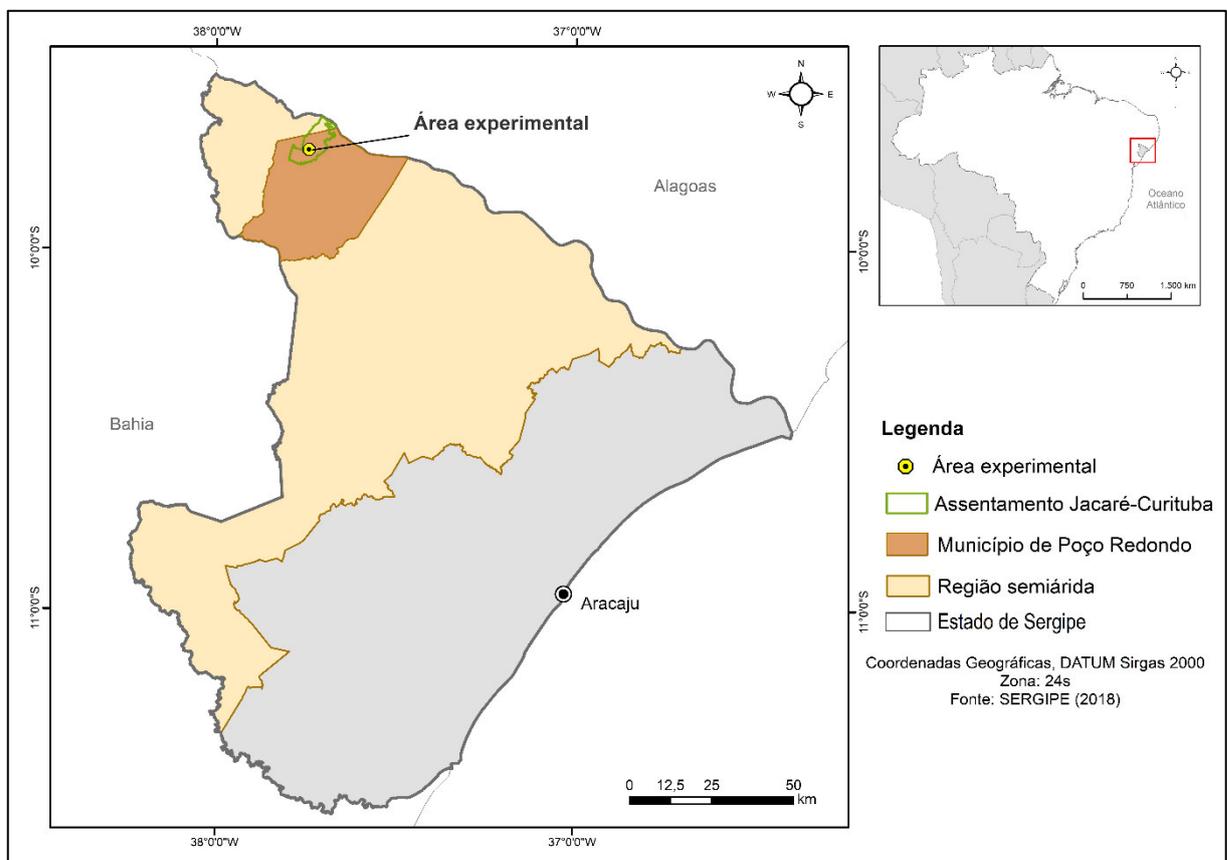
A gestão da água de irrigação é particularmente complexa, quando se diz respeito a água drenada de áreas irrigadas e a sustentabilidade desses sistemas, pois é necessário reduzir os efeitos adversos da reutilização na produção agrícola, nos ecossistemas naturais e na saúde humana (EL-AGHA *et al.*, 2019). O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água drenada de um solo salino-sódico, classificá-la de acordo com diretrizes de classificação de água para fins de irrigação e seu potencial de reutilização na agricultura.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 CARACTERIZAÇÃO EXPERIMENTAL

O presente experimento foi conduzido em um solo salino-sódico de um lote do Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, no município de Poço Redondo, região semiárida do Alto Sertão Sergipano, localizado a latitude $9^{\circ}43'28.86''\text{S}$ e longitude $37^{\circ}44'33.28''\text{O}$ (Figura 1). O solo foi classificado como Vertissolo Háplico Salino-sódico por Silva *et al.* (2020).

Figura 1 - Localização da área de estudo.

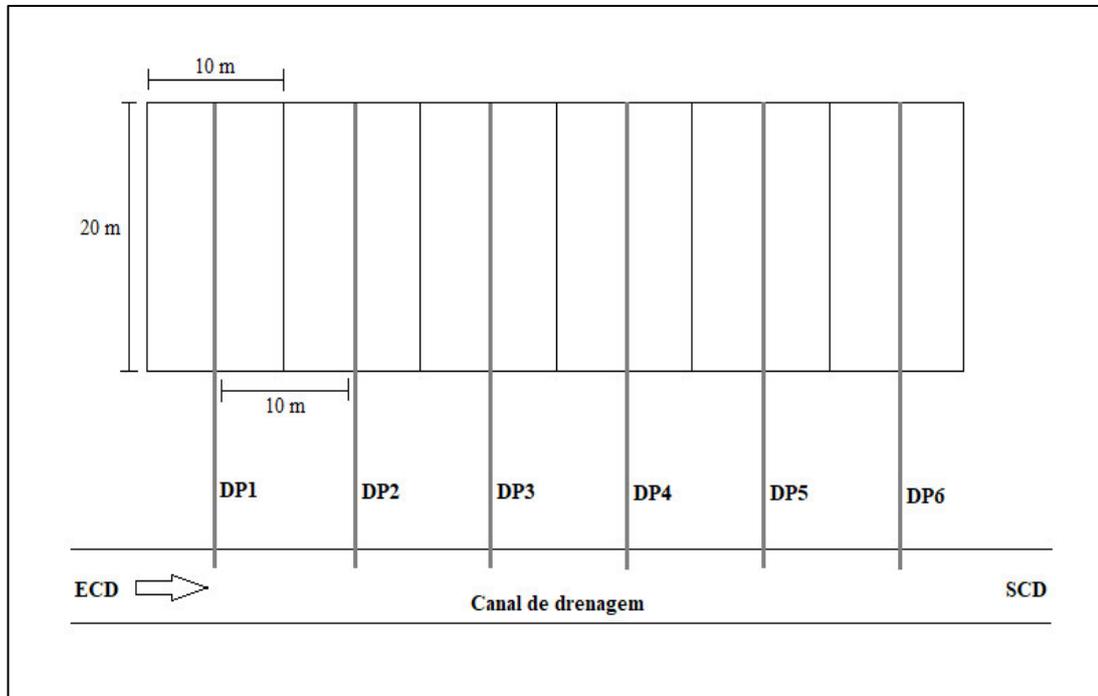


Fonte: Silva *et al.* (2020).

A água de drenagem foi coletada em diferentes pontos de um experimento de lixiviação em condições de campo (SILVA *et al.*, 2020). O delineamento experimental foi composto por um esquema inteiramente casualizado, com nove pontos de amostragem de água e três repetições. Sendo os pontos: entrada do canal de drenagem secundário (ECD), saída do canal de drenagem secundário (SCD), drenos laterais de cada parcela (DP1, DP2, DP3, DP4, DP5, DP6) e água usada na irrigação (AI). Cada parcela experimental possuía uma área de 200

m², sendo assim a área experimental ocupou 1200 m², de acordo com o croqui apresentado na (Figura 2).

Figura 2 - Croqui da área experimental.



Fonte: SANTOS, J. M. S. M. (2021).

No centro, cada parcela possuía um dreno subsuperficial, instalado a 0,3 m de profundidade, composto por tubos de drenagem flexível com ranhuras, em PVC com 100 mm de diâmetro. Envolvidos em manta geotêxtil para evitar obstrução dos orifícios do dreno pelo solo, uma camada de brita (número zero) e com declividade de 0,1%, conectados ao canal de drenagem secundário, dimensionado a 1:1, que desagua num afluente do rio Jacaré, formando o sistema de drenagem do experimento no perímetro irrigado.

Com o objetivo de reduzir a PST do solo de 15,99% para 8% na profundidade de 0,0 - 0,30 m, foi aplicada uma lâmina de irrigação por inundação intermitente. Esta lâmina corresponde a saturação do solo, para causar a lixiviação dos sais pelo sistema de drenagem artificial. O volume total de água fracionado diariamente através do sistema de irrigação para todas as parcelas foi de 327,00 m³, sendo 54,4 m³ por parcela, além da precipitação ocorrida durante o experimento que contribuiu com 63,00 m³ (SILVA *et al.*, 2020).

3.2.2 AMOSTRAGEM DA ÁGUA DRENADA

A água de drenagem das parcelas foi avaliada em seis períodos de campanha denominados de T1- 1º dia, T2- 8º dia, T3- 15º dia, T4- 22º dias, T5- 28º dia e T6 -35º dia, a partir da aplicação da lâmina para lixiviação. Esse período ocorreu entre 17 de maio de 2019 a 11 junho de 2019. As amostras de 2 litros da água foram coletadas a montante da área do experimento no canal de drenagem secundário, água de drenagem na saída dos drenos laterais, água a jusante da área experimental no canal de drenagem secundário e água de irrigação aplicada nas parcelas experimentais.

A coleta da água drenada foi realizada como descrito por Holanda *et al.* (2016). As amostras foram armazenadas adequadamente, refrigeradas, levadas para o Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal de Sergipe.

A escolha dos parâmetros analisados baseou-se nas diretrizes para interpretação da qualidade da água de irrigação de acordo com a *University of California Committee of Consultants*, adaptado por Ayers e Westcot (1994), descritos na Tabela 1. Estes parâmetros são os de maior influência na qualidade da água usada na irrigação relacionada ao equipamento, à cultura e ao solo (LUCAS, 2007).

Tabela 1 - Parâmetros para classificação da água quanto à salinidade Ayers e Westcot, (1994).

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Valores para uso na irrigação
Salinidade			
Condutividade elétrica	CE	dS.cm ⁻¹	0 – 3
Grau de restrição	Nenhum <0,7	Ligeiro e Moderado 0,7 – 3	Severa >3
Cátions e Ânions			
Cálcio	Ca ²⁺	mmol.L ⁻¹	0 – 20
Magnésio	Mg ²⁺	mmol.L ⁻¹	0 – 5
Sódio	Na ⁺	mmol.L ⁻¹	0 – 40
Carbonato	CO ₃ ²⁻	mmol.L ⁻¹	0 – 0,1
Bicarbonato	HCO ₃ ³⁻	mmol.L ⁻¹	0 – 10
Outros			
Ácido/Base	pH		6,0 – 8,5
Razão de Adsorção de Sódio	RAS		0 – 15

Fonte: Adaptada de Lucas (2007).

3.2.3 ANÁLISE DE ÁGUA

No Laboratório de Remediação de Solos da Universidade Federal de Sergipe, realizou-se a determinação da Condutividade Elétrica e do pH das amostras de água utilizando um condutivímetro e um phmetro de bancada. O carbonato e bicarbonato foram determinados por método de titulação de acordo com o descrito por Freire, Pessoa e Gheyi (2016).

Para a determinação das concentrações de Sódio, Cálcio e Magnésio, seguiu-se o método desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (US EPA), empregando o cromatógrafo de íons da marca DIONEX, modelo ICS – 3000, para determinação de íons inorgânicos em água por cromatografia de íons, no Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal de Sergipe.

Após a análise dos parâmetros químicos, realizou-se a determinação da Razão de Adsorção de Sódio (RAS) das amostras de água, por meio da relação entre a concentração de sódio em relação ao total de cálcio e magnésio presente na água, equação 1 (RICHARDS, 1954):

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{(Ca+Mg)}{2}}} \quad \text{Equação 1.}$$

Em que: Na – concentração de sódio na água em $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$; Ca – concentração de cálcio na água em $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$; Mg – concentração de magnésio na água em $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$.

Por meio da análise dos parâmetros químicos, a classificação da água foi realizada, dentro de cada campanha de coleta, de acordo com a proposta pela *University of California Committee of Consultants*, adaptada por Ayers e Westcot (1994) e pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução 357/2005 (BRASIL, 2005), com o auxílio do software QUALIGRAF (FUNCEME, 2015).

3.2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICAS DOS DADOS

Inicialmente foi realizada uma Análise multivariada de Variância (MANOVA) com o objetivo de avaliar se parâmetros hidroquímicos pH, Condutividade Elétrica CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$), Cálcio Ca ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$), Magnésio Mg ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$), Sódio Na ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$), Carbonato ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) e Bicarbonato ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$), Relação Adsorção de Sódio RAS variam significativamente ao longo do tempo, e em diferentes pontos de amostragem.

A normalidade dos dados foi avaliada por meio dos testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk e o pressuposto de homogeneidade foi avaliado por meio do teste de M de Box. As Diferenças médias (ΔM) e estimativa marginal foram realizadas com o ajuste do intervalo de confiança pelo método de Bonferroni, os tamanhos de efeito entre os fatores (Tempo e Amostra coletada) foram avaliados pelos Eta squared “ η^2 ” e o Omega-Squared “ ω^2 ”, (LENHARD; LENHARD, 2016; UANHORO, 2017).

Os níveis de interações foram avaliados por meio do teste post-hoc Dunnett considerando Amostra inicial (AI) como categoria controle, os tamanhos de efeitos foram avaliados pelo d de Cohen. Por não apresentar normalidade nas amostras foram adotados procedimentos de bootstrapping (1000 re-amostragens; 95% IC BCa), já que estes procedimentos são implementados para se obter uma maior confiabilidade dos resultados, corrigir desvios de normalidade da distribuição da amostra e diferenças entre os tamanhos dos grupos e, também, para apresentar um intervalo de confiança de 95% para as diferenças entre as médias (HAUKOOS; LEWIS, 2005).

Foi realizada uma modelagem por equações estruturais com o objetivo de investigar em que medida os níveis de pH, Na, Mg, Ca, Bicarbonato e Carbonato impactavam os níveis de Condutividade Elétrica CE (dS.m^{-1}) e Relação Adsorção de Sódio RAS. A análise foi implementada utilizando o método de estimação Robust Maximum Likelihood (RML), adequado para dados escalares contínuos sem distribuição normal (SATORRA; BENTLER, 1988).

Os índices de ajuste utilizados para avaliar o modelo global foram: χ^2 ; χ^2/gl ; Comparative Fit Index (CFI); Tucker-Lewis Index (TLI) e Standardized Root Mean Residual (SRMR). Valores de χ^2 não devem ser significativos; a razão χ^2/gl deve ser $<$ que 5 ou, preferencialmente, $<$ que 3; Valores de CFI e TLI devem ser $>$ que 0,90 e, preferencialmente acima de 0,95; Valores de SRMR devem ser $<$ que 0,08 ou, preferencialmente $<$ que 0,06, (BROWN, 2015).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O teste M de BOX não confirmou o pressuposto de homogeneidade de covariância (BOX'S M = 1886,88; $F(168, 9,601)$, $p < 0,001$), desta forma foram utilizados os valores de traço de Pillai. Os resultados da MANOVA demonstraram que houve efeito principal para os diferentes Pontos de amostragem ($F(48, 648) = 28,461$, $p < 0,001$; $\eta^2 = 0,638$), assim como para os diferentes Tempos de campanha ($F(30, 535) = 21,251$, $p < 0,001$; $\eta^2 = 0,554$), a interação entre os pontos de coleta também apresentou tamanho de efeito significativo ($F(240, 648) = 11,222$, $p < 0,001$; $\eta^2 = 0,806$). Estes resultados demonstram que os Tempos de campanha assim como os Pontos de coleta interferem nos parâmetros da qualidade da água.

3.3.1 ANÁLISE DOS PONTOS DE COLETA E TEMPOS DE CAMPANHA

O resultado da Anova Fatorial demonstrou que existem diferenças estatisticamente significativas nos valores dos níveis pH ao longo do Tempos de campanha ($F(7,510, 1,477) =$

86,454, $p < 0,001$; $\eta^2 = 0,235$, $\omega^2 = 0,790$), e para a interação entre Tempos de campanha*Pontos de coleta ($F(16, 1,477) = 23,025$, $p < 0,001$; $\eta^2 = 0,309$, $\omega^2 = 0,542$), demonstrando que a variável Tempos de campanha exerce efeito alto nas amostras observadas.

Observando os valores das diferenças médias (ΔM) durante o período T1, é possível notar que, os valores de pH apresentaram ΔM estatisticamente significantes para todos os Pontos de Coletas (Tabela 2). Ainda na Tabela 2 é possível observar que, as diferenças médias ao longo do tempo aumentam, comportamento que demonstra que as diferenças níveis de pH, conforme a água perpassa pelo canal ao longo do tempo, são maiores que as amostras na entrada e saída do canal de drenagem.

O pH apresentou valores acima de 7 para todos os Pontos de Coletas, durante todas as campanhas de amostragem. Este parâmetro representa a concentração de íons de hidrogênio, na água de irrigação deve variar entre 6,5 e 8,4, pois quando alcalino diminui a eficiência de sistemas por gotejamento e quando ácido acelera a corrosão das instalações (ALMEIDA, 2010).

Tabela 2. Comparações múltiplas das amostras de pH da água do São Francisco (AI) em diferentes tempos e pontos de dreno.

Efeitos Principais	Pontos de Coletas	ΔM	Intervalo de Confiança (95% BCa)	
			Inferior	Superior
T1	ECD	-2.093 ***	-2.571	-1.616
	DP1	-0.720 ***	-1.198	-0.242
	DP2	-0.717 ***	-1.194	-0.239
	DP3	-1.160 ***	-1.638	-0.682
	DP4	-0.727 ***	-1.204	-0.249
	DP5	-0.523 ***	-1.001	-0.046
	DP6	-0.857 ***	-1.334	-0.379
	SCD	-2.048 ***	-2.582	-1.514
T6	AI/AI anterior	-2.247 ***	-2.544	-1.935
	ECD	-1.880 ***	0.056	0.755
	DP1	-1.400 ***	-0.160	0.315
	DP2	-1.200 ***	0.863	1.420
	DP3	-1.163 ***	1.130	1.600
	DP4	-1.313 ***	1.065	1.605
	DP5	-1.043 ***	0.800	1.295
	DP6	-1.363 ***	0.885	1.364
	SCD	-1.912 ***	-0.117	0.330

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo; BCa = *Bias corrected accelerated* (estimativa de Bootstrapp).

Nota: Os itens que compõem tempos de campanhas intermediários não são apresentados para manter a tabela simples e parcimoniosa.

Para a campanha T4 não houve variação nas amostras quando comparadas com as AI, ponto de máximo e outro de mínimo, ou seja, um ponto de maior concentração e outra de menor concentração, apenas para a AI comparada aos dados de coleta anterior.

Ribeiro *et al.* (2005), estudando o uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação demonstraram que as

condições climáticas podem interferir na qualidade da água, em que, as épocas de maiores precipitações foram observadas concentrações mais baixas, e nas épocas de maior evaporação, as maiores concentrações dos íons na água e conseqüente mudança nos valores de pH, os valores de pH encontrados neste estudo, estão dentro do adequado para uso da água na irrigação, bem como os resultados obtidos por Sales *et al* (2020), porém outros parâmetros também devem ser observados.

Para melhor compreender a interação do canal nos resultados obtidos, quanto aos dados de pH, foram realizadas análises subsequentes (post-hoc de Bonferroni) restringindo a variável Tempos de campanha. Análises a posteriori (post-hoc de Dunnett) considerando a interação entre os Pontos de coleta, demonstraram que, os valores de pH estatisticamente significativos para quase todos os pontos, exceto o D2, que não demonstrou diferença relevante (Tabela 3).

Os resultados mostraram que houve acréscimo significativo nos níveis de pH apenas entre os pontos de coleta observados do ECD, DP6 e SDC, que são pontos iniciais e finais externos ao canal, tais dados implicam que, os valores obtidos nos pontos internos são menos ácidos que os valores externos, se comparados a água usada na irrigação (AI).

Tabela 3. Análises Post-hoc Dunnett para PH o AI como amostra controle.

Pontos de Coletas	Média pH	ΔM	Intervalo de confiança (95% BCa)		DP	d de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	7,167	-	-	-	0,259	-
ECD	8,451**	1.284	0,919	1,431	1,431	-1,830
DP1	7,439 (n.s)	0.272	0,123	,4197	0.259	-0,406
DP2	7,308 (n.s)	0.141	-0,007	,2886	0.230	-0,211
DP3	7,406 (n.s)	0.239	0,090	0,386	0.362	-0,345
DP4	7,471 (n.s)	0.303	0,155	0,451	0.193	-0,461
DP5	7,398 (n.s)	0.231	0,083	0,379	0.271	-0,344
DP6	7,622 **	0.455	0,307	0,603	0.226	-0,685
SCD	8,311**	1.144	0,992	1,323	0.322	-1,674

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo; BCa = *Bias corrected accelerated* (estimativa de Bootstrapp).

Nota: Os itens que compõem tempos de campanhas intermediários não são apresentados para manter a tabela simples e parcimoniosa.

Quando encontrado em valores extremos, o pH pode influenciar na disponibilidade de nutrientes, afetando o desenvolvimento e a produção das culturas (BORTOLINI *et al.*, 2018). Sales *et al* (2020), afirmaram que pH maior que 8,5 contribui para o entupimento dos sistemas de irrigação localizada, além de ser fator limitante em relação a algumas culturas.

Quanto aos valores elevados de CE encontrados na água drenada foram observados devido a lixiviação dos sais presentes no perfil do solo (camada de 0-0,30 m) com o parcelamento da lâmina de lixiviação, fator observado por Aguiar Netto *et al.* (2007) e que a CE expressa a concentração de sais na solução do solo que estão sendo lixiviados pela água.

Vasconcelos *et al.* (2016) observaram o aumento das concentrações de sódio e sais, expressa pela CE da água drenada, com o parcelamento da lâmina de lixiviação equivalente a três vezes o volume de poros na correção da sodicidade e salinidade de solos, em condições controladas, bem como, uma relação no comportamento entre a CE e o sódio solúvel da água drenada de solo salino-sódico.

Os resultados da análise de ANOVA, a “Campanhas de amostragem” apresenta efeito suficiente para se comportar como preditor de mudanças significativas no experimento, ($F(3, 25,030) = 94,104$, $p < 0,001$, $\eta^2 = 0,083$ e $\omega^2 = 0,797$), assim como para a interação “Campanhas de amostragem*Pontos de Coletas” foi apresentado um tamanho de efeito alto e estatisticamente significativo ($F(23, 25,030) = 38,200$, $p < 0,001$, $\eta^2 = 0,270$ e $\omega^2 = 0,655$), Os dados demonstram que o tempo exerce pouca influência nos valores de CE (Tabela 4).

Tabela 4. Comparações múltiplas das amostras de CE da água do São Francisco (AI) em diferentes tempos e pontos de dreno.

Efeitos Principais	Pontos de Coletas	ΔM	Intervalo de Confiança (95% BCa)	
			Inferior	Superior
T1	ECD	-1,727***	-3,166	-0,287
	DP1	-7,577***	-9,016	-6,137
	DP2	-10,367***	-11,806	-8,927
	DP3	-3,000***	-4,440	-1,560
	DP4	-5,403***	-6,843	-3,964
	DP5	-11,667***	-13,106	-10,227
	DP6	-5,857***	-7,296	-4,417
	SCD	-2,237**	-3,676	-,797
T6	AI/AI anterior			
	ECD	-2,483***	-3,923	-1,044
	DP1	-3,117***	-4,556	-1,677
	DP2	-9,817***	-11,256	-8,377
	DP3	-11,567***	-13,006	-10,127
	DP4	-5,587***	-7,026	-4,147
	DP5	-8,047***	-9,486	-6,607
	DP6	-4,480***	-5,920	-3,040
SCD	-2,683***	-4,123	-1,244	

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo

BCa = *Bias corrected accelerated* (estimativa de Bootstrapp)

Este comportamento pode ser corroborado com os dados estatísticos a posteriori (post-hoc de Dunnett), os quais demonstram que, todas as amostras comparadas apresentam valores de ΔM e tamanhos de efeitos estatisticamente significativos (Tabela 5), desta forma, os valores de condutividade elétrica são mais fortemente influenciados pelo próprio canal de drenagem.

Tabela 5. Análises Post-hoc Dunnett para Condutividade elétrica considerando o AI como amostra controle.

Pontos de Coletas*	Média ---pH---	ΔM	Intervalo de confiança (95% BCa)		DP	<i>d</i> de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	0.017	-----	-----	-----	0.017	
ECD	-2.184	-2.175 ***	-2.919	-1.449	0.389	-2.159
DP1	-4.662	-4.696 ***	-5.397	-3.927	2.527	-4.608
DP2	-8.357	-8.336 ***	-9.092	-7.622	2.569	-8.260
DP3	-5.663	-5.654 ***	-6.398	-4.928	3.096	-5.598
DP4	-4.982	-5.007 ***	-5.717	-4.247	1.407	-4.924
DP5	-7.373	-7.364 ***	-8.108	-6.638	2.847	-7.288
DP6	-3.806	-3.813 ***	-4.540	-3.071	1.266	-3.762
SCD	-2.434	-2.434 ***	-3.169	-1.699	0.338	-2.406

*Número de observações=18

A CE é o parâmetro mais utilizado na avaliação dos níveis de salinidade e concentração de sais solúveis na água usada na irrigação. Diretamente relacionada à quantidade de sais dissolvidos na forma de íons, a CE aumenta proporcionalmente ao aumento da concentração de sais (LIMA; FRANÇA; LOIOLA, 2014). A concentração de íons de Ca, Na, presente na água de irrigação, quando em excesso, no que lhe concerne, quando acumulado na superfície do solo, causa danos relacionados ao desenvolvimento fisiológico das culturas (PEDROTTI *et al.*, 2015).

A MANOVA demonstrou que, para o Cálcio (Ca) os resultados de “Campanhas de amostragem” (Figura 4), assim como os demais parâmetros analisados, também demonstra poder de efeito suficiente para se comportar como preditor de mudanças significativas no experimento ($F(1,578, 28,396) = 147,891, p < 0,001$), assim como um tamanho de $\eta^2 = 0,167$ e $\omega^2 = 0,880$, sendo que os valores da interação entre as variáveis independentes $F((12,620, 28,396) = 36,345; \eta^2 = 0,312$ e $\omega^2 = 0,934$), são bem maiores.

Quando observados os ΔM para as amostras de cálcio (mmol.L^{-1}) coletadas no T1, que apresentam diferenças estatísticas significativas, DP1 ($m = 25,167 \text{ mmolc.L}^{-1}; \Delta M = -20,131, \text{ IC } 95\% \text{ Bca}[-20,764 - (-18,560)]$), DP2 ($m = 37,310 \text{ mmolc.L}^{-1}; \Delta M = -32,280, \text{ IC } 95\% \text{ Bca}[-34,437 - (-29,510)]$), DP5 ($m = 22,467 \text{ mmolc.L}^{-1}; \Delta M = -17,343, \text{ IC } 95\% \text{ Bca}(-18,432 - (-16,651))$) e DP6 ($m = 11,390 \text{ mmolc.L}^{-1}; \Delta M = -6,269, \text{ IC } 95\% \text{ Bca}[-6.440 - (-5,880)]$), é possível observar que, o comportamento do Ca (Tabela 6) no canal de drenagem corrobora com os encontrados para a Condutividade Elétrica.

Tabela 6. Comparações múltiplas das amostras de Ca ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) da água do São Francisco (AI) em diferentes tempos e pontos de dreno.

Efeitos Principais	Pontos de Coletas	ΔM	Intervalo de Confiança (95% BCa)	
			Inferior	Superior
T ₁	ECD	3,192 (n.s)	3.077	3.420
	DP1	-20,131***	-20.764	-18.560
	DP2	-32,280 ***	-34.437	-29.510
	DP3	-0,885	-1.055	-0.567
	DP4	-2,752	-3.090	-2.460
	DP5	-17,343 ***	-18.432	-16.651
	DP6	-6,269 ***	-6.440	-5.880
	SCD	2.963 (n.s)	2.330	4.220
T ₆	SCD	2.680 (n.s)	2.625	2.754
	RI	0.593 (n.s)	0.450	0.785
	ECD	2.103 (n.s)	1.912	2.235
	DP1	-1.210 (n.s)	-1.431	-0.825
	DP2	-14,933 ***	-16.805	-13.438
	DP3	-17,968 ***	-21.125	-14.635
	DP4	-1.940 (n.s)	-2.730	-0.630
	DP5	-6.011 **	-8.146	-4.177
DP6	-2.933 (n.s)	-3.700	-2.560	

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo

Nota: Os itens que compõem tempos de campanhas intermediários não são apresentados para manter a tabela simples e parcimoniosa.

Análises a posteriori (post-hoc de Dunnett) constantes na Tabela 7, demonstraram que, apenas os valores de Ca para DP6 não foram significativos ($M = 21,282 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$; $\Delta M = -1.196$, IC 95% Bca[-2.798 - 0.682]); d de cohen = -0,559), os demais são significativamente diferentes quando comparados aos valores das amostras AI e apresentam uma amplitude amostral alto. Os valores de ΔM (Tabela 7), demonstram que exceto o DP6, todos demais pontos apresentam diferenças significativas demonstrando que conforme a água passa pelos Drenos, aumenta o nível de Ca ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$).

Tabela 7. Análises de Post-hoc Dunnett para Cálcio Ca ($\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$) em diferentes Pontos de amostragem

Pontos de Coletas	Média Ca (mmol/L)	ΔM	Intervalo de confiança (95% BCa)		DP	d de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	4,867	-	-	-	0,259	-
ECD	2,030 ***	2.837	1.324	4.351	0.393	1.362
DP1	10,436 ***	-5.569	-7.082	-4.055	0.259	-2.673
DP2	21,282 ***	-16.415	-17.928	-14.902	0.230	-7.878
DP3	10,969 ***	-6.102	-7.616	-4.589	0.362	-2.929
DP4	6,426*	-1.559	-3.072	-0.045	0.193	-0.748
DP5	11,742 **	-6.874	-8.388	-5.361	0.271	-3.299
DP6	6,032	-1.165	-2.678	0.348	0.226	-0.559
SCD	2,426***	2.442	0.928	3.955	0.322	1.172

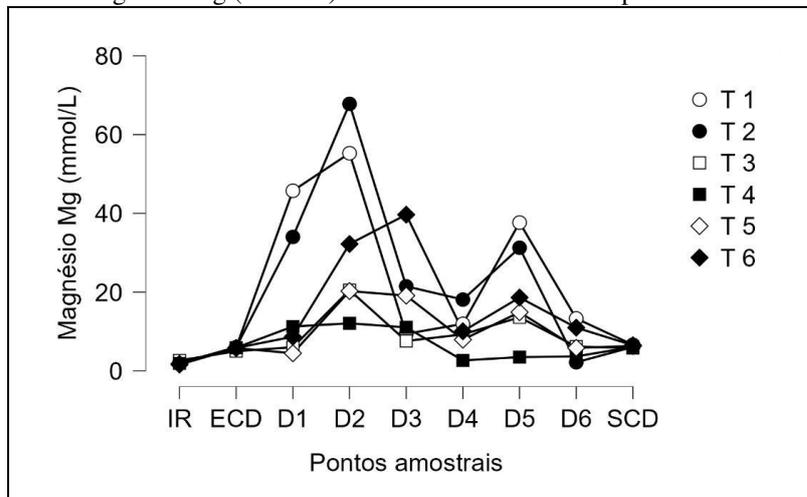
* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo

Número de observações=18

A variável “Campanhas de amostragem” apresentou um efeito significativo no modelo ($F(1,152) = 15,979, p < 0,001, \eta^2 = 0,051, \omega^2 = 0,048$). O cálcio e o magnésio apresentam efeito balanceador em relação ao sódio, além do seu potencial de formar precipitados com bicarbonato e sulfato na água causando riscos de entupimento de tubulações (NASCIMENTO 2020).

A soma das concentrações de cálcio e magnésio presentes na água expressa a dureza total da água (SÁ *et al.*, 2017). Na Figura 3 é possível observar variabilidade dos níveis de Mg ao longo do canal em diferentes tempos de amostragem.

Figura 3. Níveis de Magnésio Mg (mmol/L) obtidos em diferentes tempos amostrais ao longo do canal.



Observando as ΔM emergidas no T1 para o Mg, é possível observar todas as amostras o ECD ($M = 6,007; \Delta M = -4,015; DP = 0,211; p < 0,001; IC\ 95\% Bca [-4,314 - -3,860]$); d de Cohen= -1,019), D 3 ($M = 9,420; \Delta M = -7,435; DP = 0,546; p < 0,001; IC\ 95\% Bca [-7,576 - (-7,310)]$); d de Cohen= -1,019) e SCD ($M = 6,640; \Delta M = -4,643; DP = 0,318; p < 0,001; IC\ 95\% Bca [-5,040 - (-4,385)]$); d de Cohen= -1,019) não apresentaram diferenças significativas, cabe ressaltar que os demais pontos de amostras apresentaram ΔM negativa quando comparadas com as amostras AI. Os resultados podem demonstrar que existe um aumento dos níveis de Mg (mmolc.L-1) das amostras em detrimento aos drenos, quando comparado às coletadas no início do canal (Tabela 8).

Análises post-hoc presente na Tabela 8 evidenciam que todos os valores dos níveis de Mg para Pontos de Coletas foram significativamente diferentes quando comparados ao Primeiro ponto (AI) e que estes valores se assemelham ao comportamento encontrado nos demais parâmetros hidroquímicos analisados, este comportamento concorda com os resultados do estudo de Ximenes *et al.*, 2018, em que, constataram maior lixiviação de magnésio comparado

ao cálcio na água drenada, afirmando que com o aumento do nível salino maiores são os teores de cálcio e magnésio lixiviados.

Tabela 8. Análises de Post-hoc Dunnett para Magnésio Mg (mmol.L⁻¹) considerando o AI como amostra controle.

Pontos de Coletas	Média --Mg (mmol/L)--	ΔM	Intervalo de confiança (95% BCa)		DP	d de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	1,998	-----	-----	-----	0,454	-----
ECD	5,762 **	-3.764	-6,551	-1,489	0,378	-1.019
DP1	18,373 ***	-16.374	-23,891	-10,552	16,341	-4.432
DP2	34,694 ***	-32.696	-41,795	-23,706	21,079	-8.849
DP3	18,061 ***	-16.062	-24,197	-9,893	11,408	-4.347
DP4	10,005 ***	-8.007	-10,826	-5,516	5,195	-2.167
DP5	19,934 ***	-17.936	-23,295	-12,747	12,410	-4.854
DP6	7,046 ***	-5.047	-8,117	-2,339	4,050	-1.366
SDR	6,245 ***	-4.247	-6,523	-2,006	0,318	-1.149

Número de observações=18

p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001; (n.s) = não significativo

Para o bicarbonato, a MANOVA apresentou tamanhos de efeito e diferenças estatísticas significativas para as Campanhas de amostragem ($F(1,45, 24,393) = 875,910, p < 0,001, \eta^2 = 0.705, \omega^2 = 0.977$), bem como para a interação entre estas duas variáveis ($F(11,621, 24,393) = 23.158, p < 0,001, \eta^2 = 0.149, \omega^2 = 0.547$).

Já o Carbonato, apresentou tamanhos de efeito e diferenças estatísticas significativas para as Campanhas de amostragem ($F(1,02, 18,477) = 1663,239, p < 0,001, \eta^2 = 0.797, \omega^2 = 0.987$), bem como para a interação entre estas duas variáveis ($F(8,212, 18,477) = 41.755, p < 0,001, \eta^2 = 0.160, \omega^2 = 0.677$), é possível notar que para o Carbonato os valores de efeitos das Campanhas de amostragem são bem mais significativos que os valores obtidos pela interação.

Assim como os demais parâmetros analisados, os níveis de bicarbonato e carbonato são fortemente influenciados ao longo do tempo. Ao analisar os dados de post-hoc dos Pontos de Coletas com a interação do tempo, é possível observar que tanto dentro e fora do canal, os valores de Bicarbonato são diferentes estatisticamente em relação as amostras AI. Analisando os valores de ΔM , é possível notar que ao despejar a água resultante da área de drenagem no canal secundário as amostras apresentam diferenças menores que os valores obtidos fora do canal nos pontos de entrada ECD e saída SCD (Tabela 9).

Tabela 9. Análises com Post-hoc Dunnett para Bicarbonato quando controlado o Tempo de Amostras, considerando o AI como amostra controle.

Pontos de Coletas	Média Bicarbonato	ΔM	Intervalo de confiança (95%BCa)		DP	d de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	0.397	-----	-----	-----	0.038	-----
ECD	4.530	-3,758 ***	-3,976	-3,534	0.301	-11.606
DP1	3.680	-1,483 ***	-2,040	-1,077	0.400	-1.943
DP2	2.947	-2,098 ***	-2,332	-1,784	0.099	-5.199
DP3	2.633	-2,191 ***	-2,553	-1,903	0.047	-4.830
DP4	3.563	-2,462 ***	-2,747	-2,023	0.067	-3.943
DP5	3.213	-2,357 ***	-2,720	-1,966	0.015	-3.758
DP6	2.290	-1,511 ***	-1,756	-1,202	0.075	-4.663
SCD	4.973	-3,714 ***	-4,013	-3,477	0.194	-9.143

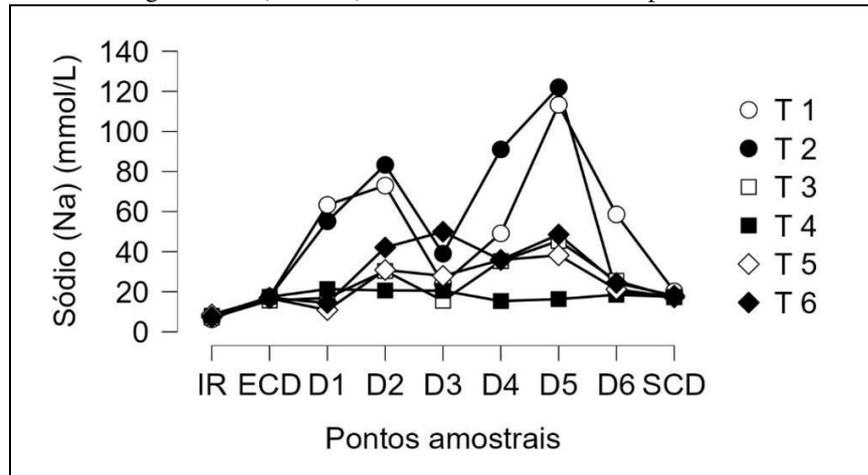
Número de observações=18

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo

O carbonato apresentou diferença estatística apenas para os pontos de coleta ECD e SCD, enquanto para os demais foram estatisticamente iguais entre si. Provavelmente esses pontos tiveram maior concentração de carbonato por receberem volumes de sais carreados, no ECD recebe a drenagem de áreas vizinhas à área do experimento e o SCD por receber todo volume drenado da área do experimento.

O bicarbonato que provém da dissolução de minerais e é responsável por causar danos aos sistemas de irrigação, foi o parâmetro que mais variou entre os pontos de amostragem. O pH determina se sais dissolvidos na água, como o bicarbonato, vão precipitar e acumular na superfície do solo causando a salinização (ALMEIDA, 2010). A presença de carbonatos e bicarbonatos afeta a alcalinidade da água (OLIVEIRA JUNIOR *et al.*, 2021).

A MANOVA apresentou tamanhos de efeito e diferenças estatísticas significativas para as Campanhas de amostragem ($F(1,7, 29,129) = 45,313, p < 0,001, \eta^2 = 0,216, \omega^2 = 0,653$), bem como para a interação entre estas duas variáveis ($F(13,708, 29,129) = 8,283, p < 0,001, \eta^2 = 0,316, \omega^2 = 0,280$), a Figura 4 mostra os diferentes níveis de Na para os tempos amostrais ao longo do canal escoadouro.

Figura 4. Níveis de Magnésio Na (mmol/L) obtidos em diferentes tempos amostrais ao longo do canal.

Na Tabela 10, observa-se que com o passar do tempo, amostras de Na coletadas, reduz a variância significativa ao comparar os níveis com o ponto de coleta AI, característica ligada ao acúmulo nos níveis de sódio longitudinalmente.

Tabela 10. Comparações múltiplas das amostras de Relação de Sódio Na $\text{mmol}_c\text{L}^{-1}$ da água do São Francisco (AI) em diferentes tempos e pontos de dreno.

Efeitos Principais	Pontos de Coletas	ΔM	Intervalo de Confiança (95% BCa)	
			Inferior	Superior
T ₁	ECD	-11.147	-45.243	22.950
	DP1	-57.037 ***	-91.133	-22.940
	DP2	-66.663 ***	-100.760	-32.567
	DP3	-17.703	-51.800	16.393
	DP4	-42.843 **	-76.940	-8.747
	DP5	-106.990 ***	-141.086	-72.894
	DP6	-52.307 ***	-86.403	-18.210
	SCD	-13.880	-47.976	20.216
T ₂	AI/último AI	-1.047	-35.143	33.050
	ECD	-10.090	-44.186	24.006
	DP1	-47.800 ***	-81.896	-13.704
	DP2	-75.960 ***	-110.056	-41.864
	DP3	-31.653	-65.750	2.443
	DP4	-83.677 ***	-117.773	-49.580
	DP5	-114.673 ***	-148.770	-80.577
	DP6	-12.630	-46.726	21.466
T ₆	AI/AI anterior	1.227	-32.870	35.323
	ECD	-9.587	-43.683	24.510
	DP1	-6.963	-41.060	27.133
	DP2	-34.663	-68.760	-0.567
	DP3	-42.523 **	-76.620	-8.427
	DP4	-28.477	-62.573	5.620
	DP5	-41.137 **	-75.233	-7.040
	DP6	-16.957	-51.053	17.140
SCD	-10.643	-44.740	23.453	

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo; BCa = *Bias corrected accelerated* (estimativa de Bootstrapp)

Os níveis de sódio encontrados na água de drenagem durante as campanhas de coleta apresentaram valores até 19 vezes maior que o da água usada na irrigação. Após restringir os dados de campanhas de coleta, foi possível observar que, a variável Pontos de Coletas também apresenta efeito estatisticamente significativo ($F(8,152) = 13,926$, $p < 0,001$, $\eta^2 = 0,377$, $\omega^2 = 0,349$). O post-hoc demonstrou que para o sódio, os níveis se tornam mais altos estatisticamente ao entrar no canal, já que quase todas as amostras internas apresentaram diferenças significativas, exceto a amostra DP6 (Tabela 11).

Tabela 11. Análises Post-hoc Dunnett para Sódio (Na) quando controlado as campanhas de coleta, considerando o AI como amostra controle.

Pontos de Coletas	Média ---RAS---	ΔM	Intervalo de confiança (95%BCa)		DP	<i>d</i> de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	7.451	-----	-----	-----	0.990	-----
ECD	16.939	-9.337	-16.782	-3.719	0.695	-11.095
DP1	30.307 *	-22.727	-33.863	-15.266	23.735	-1.361
DP2	46.690 ***	-38.957	-50.280	-30.111	24.602	-2.254
DP3	29.460 *	-21.680	-32.606	-14.217	12.213	-2.540
DP4	43.744 ***	-36.182	-50.387	-25.444	27.728	-1.850
DP5	63.947 *	-56.477	-78.271	-40.714	44.165	-1.809
DP6	28.017	-20.288	-28.627	-14.764	14.305	-2.028
SDR	17.921	-10.563	-17.027	-4.387	1.160	-9.709

Número de observações=18

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo

A MANOVA para o RAS apresentou valores significativos para as Campanhas de coleta ($F(1,47, 8,394) = 40,546$, $p < 0,001$, $\eta^2 = 0,158$, $\omega^2 = 0,612$), assim como a interação entre as variáveis independentes ($F(6,47, 8,294) = 6,459$, $p < 0,001$, $\eta^2 = 0,201$, $\omega^2 = 0,216$, assim como o Na.

Analisando os valores de efeitos nas médias interagindo é possível notar que, a RAS recebeu mais influência do fator “Campanhas de amostragem” que os “Pontos de Coletas”, é possível inferir com estes resultados que houve uma redução da variação nos valores da RAS ao longo do experimento, devido a remediação do solo (SILVA et al., 2020) assim como os dados encontrado para Na.

A RAS é um indicador do sódio presente na água e no solo que indica os riscos de sodicidade e expressa os efeitos na degradação do solo (BORTOLINI et al., 2018). A RAS da água de irrigação quando em alta concentração é capaz de comprometer a estrutura do solo pela dispersão das argilas (MAIA; MORAIS; OLIVEIRA, 1998) degradando assim as características físicas do solo. Quando alta, a RAS presente na água de irrigação, modifica a

estrutura física do solo. O sódio atrai as partículas do solo, adsorvidas na superfície e por fim torna o solo impermeável (SHYAMALA *et al.*, 2021).

Tabela 12. Comparações múltiplas das amostras de Relação de Adsorção de Sódio (RAS) da água do São Francisco (AI) em diferentes tempos e pontos de dreno.

Efeitos Principais	Pontos de Coletas	ΔM	Intervalo de Confiança (95% BCa)	
			Inferior	Superior
T1	I AI/último AI	-4,550 (n,s)	-4,690	-4,309
	ECD	-5,402 (n,s)	-5,657	-5,210
	DP1	-7,250 ***	-12,870	-4,450
	DP2	-7,373 ***	-8,324	-6,550
	DP3	-5,294 (n,s)	-5,570	-5,110
	DP4	-12,270 ***	-12,590	-12,022
	DP5	-17,325 ***	-17,744	-17,015
	DP6	-13,355 ***	-13,723	-12,760
	SCD	-6,305 *	-7,025	-5,840
	T6	AI/anterior AI	0,548 (n,s)	0,080
ECD		-4,210 (n,s)	-4,407	-3,943
DP1		-1,185 (n,s)	-1,320	-0,933
DP2		-4,120 (n,s)	-4,573	-3,280
DP3		-4,798 (n,s)	-5,102	-4,200
DP4		-8,326 ***	-9,327	-7,493
DP5		-8,576 ***	-8,785	-8,240
DP6		-3,853 (n,s)	-3,990	-3,596
SCD		-4,220 (n,s)	-4,710	-3,955

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n,s) = não significativo

Neste estudo todos os pontos de amostragem diferiram estatisticamente da água de irrigação, variando significativamente entre os pontos de amostragem ($P < 0,05$), com o maior valor para a água drenada do ponto DP5, de $15,32 \text{ mmol.L}^{-1}$.

Diferente da análise de variância, quando analisados os dados restringindo os tempos, o teste post-hoc demonstrou que, as amostras coletadas em diferentes pontos diferenciam-se estatisticamente da água de irrigação, variando significativamente entre os Pontos de Coletas, e alto nível de efeito, com o maior valor para a água drenada do ponto DP5 ($m = 15,329 \text{ mmol.L}^{-1}$; $\Delta M = -10,507$, IC 95% Bca[-14,364 – (-9,115)]; DP = 5,246; d de Cohen = -2,844] (Tabela 13).

Tabela 13. Análises Post-hoc Dunnett para Relação de Adsorção de Sódio (RAS) quando controlado o Tempo de Amostras, considerando o AI como amostra controle.

Pontos de Coletas	Média RAS	ΔM	Intervalo de confiança (95% BCa)		DP	<i>d</i> de Cohen
			Inferior	Superior		
AI	4,037	-----	-----	-----	0,599	-----
ECD	7,858	-4,554 ***	-5,555	-3,367	0,241	-9,957
DP1	8,611	-3,773 **	-5,382	-2,766	2,741	-1,926
DP2	7,816	-4,558 ***	-5,740	-3,478	2,097	-2,966
DP3	14,656	-3,774 **	-4,944	-2,604	1,315	-3,698
DP4	15,329	-10,507 ***	-13,581	-8,802	5,246	-2,844
DP5	11,052	-11,186 ***	-14,364	-9,115	6,067	-2,620
DP6	8,615	-6,964 ***	-8,337	-5,937	2,955	-3,290

Número de observações=18; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; (n.s) = não significativo

O acréscimo da salinidade pode aumentar a capacidade de infiltração de água no solo e diminuir com o aumento da RAS (SILVA, 2018), por isso deve-se observar a correlação na avaliação da qualidade da água de drenagem. Ao analisar os valores observados na Figura 5 é possível notar que o RAS apresentou comportamento similar ao Sódio, nos Pontos de Coletas finais do canal (D4, D5 e D6).

Os índices de ajuste do modelo estrutural foram marginalmente adequados, sugerindo a sua plausibilidade [$\chi^2 = 580,43$, $gl = 26$, $\chi^2/gl = 16,11$, CFI = 0,91, TLI = 0,90 e SRMR = 0,086].

Os níveis de Sódio (Na) impactaram significativamente para o parâmetro RAS ($F(1, 160) = 444,768$, $p < 0,001$; $R^2_{ajustado} = 0,735$) tendo o coeficiente de regressão B ($B = 0,145$, 95% [IC = 0,131 – 0,158]) indicando que, em média, o aumento de um ponto nos níveis de Sódio repercutiu no aumento de 0,145 pontos nos níveis de Razão Adsorção de Sódio. Para a Condutividade elétrica, o Na também apresentou valores estatisticamente significativos ($F(1, 160) = 216,230$, $p < 0,001$; $\lambda = 0,735$; $R^2_{ajustado} = 0,572$) com o coeficiente de regressão B em menor intensidade que para o RAS, ($B = 0,088$, 95% [IC = 0,077 – 0,100]).

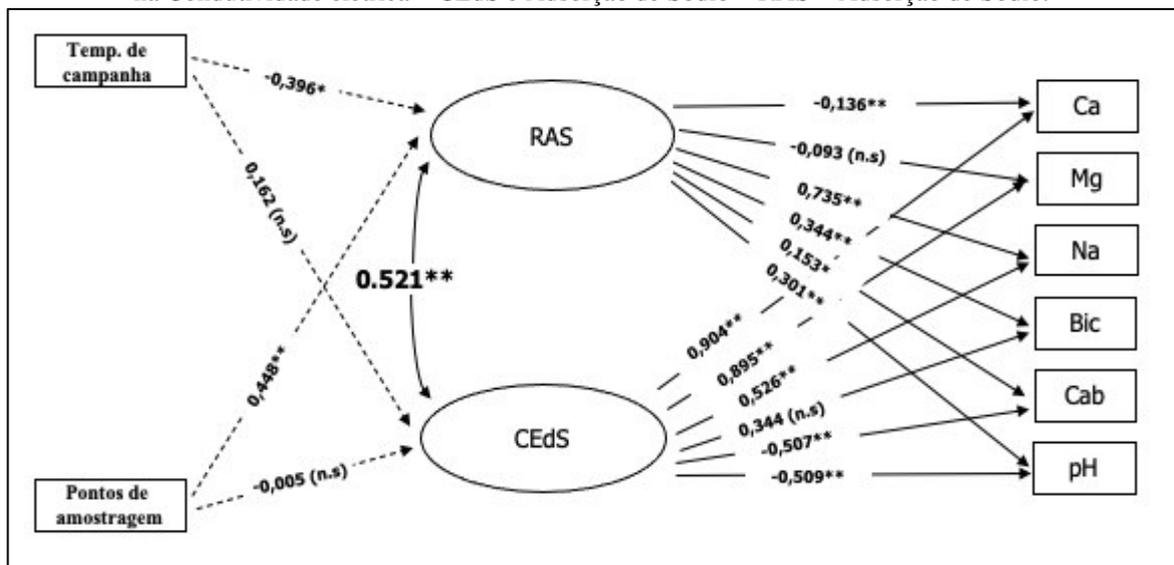
O segundo preditor com os maiores níveis de explicação do RAS foi o Bicarbonato ($F(1, 160) = 30,001$, $p < 0,001$; $\lambda = 344$; $R^2_{ajustado} = 0,158$), com o coeficiente regressão B de alta variação ($B = 1,409$, 95% [IC = 0,901 – 1,907]), demais ficaram abaixo do $R^2_{ajustado}$ para do bicarbonato.

Diante dos resultados de análise da qualidade da água de drenagem, foi possível observar que a concentração da RAS apresentou redução ao longo das coletas. Estes resultados são devido à alta concentração de sódio presente na água de drenagem no início da lixiviação dos sais presentes na superfície do solo.

Conforme pode ser visto na Figura 5, para a predição da CE o Cálcio e o Magnésio demonstraram maiores efeitos que os demais, já o carbonato e o pH apresentaram efeitos

negativos para predição da CE demonstrando que, quanto maior os níveis de acidez pH ($\lambda = -0,509, p < 0,001$) maiores foram os níveis de CE. Por sua vez, a variável Pontos de amostragem e Tempos de Campanha apresentaram um pequeno efeito positivo para RAS, mas não para a condutividade elétrica. As variáveis RAS e CE apresentaram correlação significativa entre si demonstrando que, os níveis de RAS impactam na condutividade elétrica, sendo o contrário aceito.

Figura 5. Relações entre Sódio = Na, Cálcio = Ca, Magnésio = Mg, pH, Bicarbonato = Bic e Carbonato = Cab na Condutividade elétrica = CE_{dS} e Adsorção de Sódio = RAS = Adsorção de Sódio.



Resultado semelhante ao que foi encontrado por Vasconcelos *et al.* (2016) ao avaliarem a qualidade da água drenada de solo salino-sódico, em que observaram uma relação no comportamento da CE e do sódio solúvel. A CE é o parâmetro mais utilizado na avaliação dos níveis de salinidade e concentração de sais solúveis na água usada na irrigação. Diretamente relacionada à quantidade de sais dissolvidos na forma de íons, a CE aumenta proporcionalmente ao aumento da concentração de sais (LIMA; FRANÇA; LOIOLA, 2014).

3.3.2- CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO

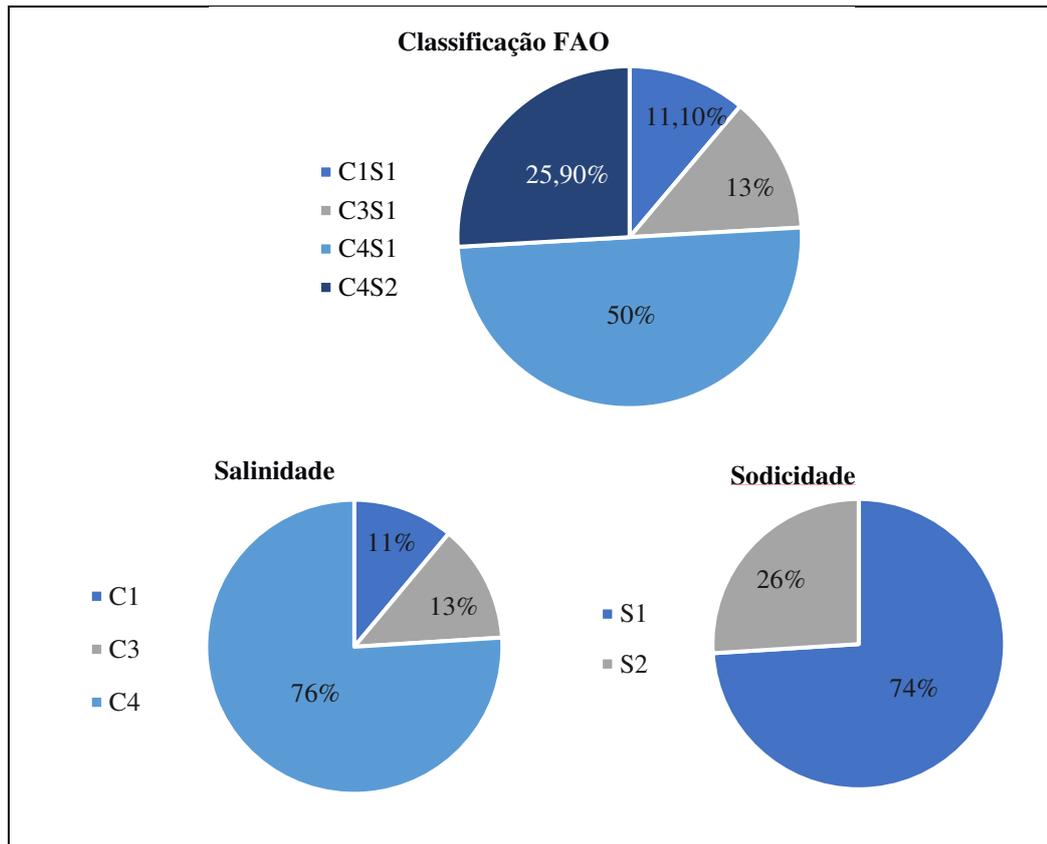
A classificação da água para fins de irrigação quanto ao risco de salinidade e problema de infiltração no solo causados pela sodicidade da água (Tabela 14), caracterizou-se a água usada na irrigação como C1S1, que significa de baixo risco de salinização e sem problemas de sodicidade no solo. Neste estudo nenhuma das amostras de água proveniente da drenagem apresentou classificação semelhante ao da água usada na irrigação.

Tabela 14. Classificação da qualidade da água: FAO e o CONAMA.

Coleta	CE (dS.m ⁻¹)	RAS (mmol.L ⁻¹)	Na ⁺ (mmol.L ⁻¹)	Classificação USSL	Risco de salinização	Risco de sodicidade	Classificação CONAMA 357/2005
AI							
17/05/2019	0,06	3,33	6,27	C1S1	Baixo	Sem problema	Água Doce
20/05/2019	0,07	3,93	7,32	C1S1	Baixo	Sem problema	Água Doce
27/05/2019	0,09	3,76	7,07	C1S1	Baixo	Sem problema	Água Doce
30/05/2019	0,10	4,25	7,98	C1S1	Baixo	Sem problema	Água Doce
03/06/2019	0,10	4,74	8,64	C1S1	Baixo	Sem problema	Água Doce
11/06/2019	0,10	4,19	7,41	C1S1	Baixo	Sem problema	Água Doce
ECD							
17/05/2019	1,79	8,73	17,42	C3S1	Médio	Sem problema	Água Salobra
20/05/2019	1,82	8,76	17,41	C3S1	Médio	Sem problema	Água Salobra
27/05/2019	2,12	8,34	15,62	C3S1	Médio	Sem problema	Água Salobra
30/05/2019	2,62	8,89	17,41	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	2,69	8,36	16,76	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
11/06/2019	2,58	8,96	17,00	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
SCD							
17/05/2019	2,3	9,65	20,15	C4S1	Alto	Crescente	Água Salobra
20/05/2019	1,90	8,63	17,51	C3S1	Médio	Crescente	Água Salobra
27/05/2019	2,57	8,39	17,21	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
30/05/2019	2,73	8,46	17,40	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	2,83	8,12	17,19	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
11/06/2019	2,78	8,43	18,05	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
DP1							
17/05/2019	7,64	10,62	63,31	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
20/05/2019	8,31	10,72	55,12	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
27/05/2019	3,01	7,52	16,87	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
30/05/2019	4,31	7,16	21,30	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	2,00	5,75	10,85	C3S1	Médio	Sem problema	Água Salobra
11/06/2019	3,22	5,37	14,37	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
DP2							
17/05/2019	10,43	10,70	72,94	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
20/05/2019	11,51	11,78	83,28	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
27/05/2019	7,04	6,96	30,34	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
30/05/2019	4,47	6,38	20,63	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	7,29	7,55	30,86	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
11/06/2019	9,92	8,27	42,07	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
DP3							
17/05/2019	3,06	8,63	23,98	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
20/05/2019	5,53	9,43	38,97	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
27/05/2019	3,05	5,97	15,48	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
30/05/2019	4,34	6,80	20,49	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	6,85	7,08	27,88	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
11/06/2019	11,67	8,96	49,93	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
DP4							
17/05/2019	5,46	15,6	49,12	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
20/05/2019	5,58	23,54	91,00	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
27/05/2019	5,63	12,66	35,27	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
30/05/2019	2,24	9,78	15,32	C3S1	Médio	Sem problema	Água Salobra
03/06/2019	5,81	13,81	35,85	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
11/06/2019	5,69	12,53	35,89	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
DP5							
17/05/2019	11,73	20,65	113,26	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
20/05/2019	8,18	24,18	121,99	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
27/05/2019	6,94	14,15	45,37	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
30/05/2019	2,56	9,27	16,30	C4S1	Médio	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	7,20	10,94	38,18	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
11/06/2019	8,15	12,76	48,55	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
DP6							
17/05/2019	5,92	16,67	58,58	C4S2	Alto	Crescente	Água Salgada
20/05/2019	2,10	12,13	19,95	C3S1	Médio	Sem problema	Água Salobra
27/05/2019	4,15	10,45	25,47	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
30/05/2019	2,82	10,05	18,52	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
03/06/2019	3,78	8,97	21,20	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada
11/06/2019	4,58	8,03	24,37	C4S1	Alto	Sem problema	Água Salgada

Foram observadas quatro diferentes classificações dentre as análises realizadas no software QUALIGRAF (Figura 6) sendo estas: C1S1; C3S1; C4S1; C4S2, nas proporções de 11,1%, 13%, 50% e 25,9%, respectivamente. Para a classificação da água de drenagem a maior ocorrência foi como C4S1, com risco muito alto de salinidade e baixo para sodicidade.

Figura 6. Resultado percentual da classificação da água de drenagem.



Quanto ao risco de sodicidade, 74% das amostras foram classificadas no grupo S1, podendo ser usada para irrigação de praticamente todos os solos com pouco risco de desenvolver problemas de sodificação. Enquanto que 26% apresentaram classificação no grupo S2, devendo ser usadas em condições de solo com boa permeabilidade por apresentar risco médio de sodicidade quando usada na irrigação (CORDEIRO, 2001).

As águas de drenagem classificadas como C4S1, em 50% das amostras e C4S2, em 25,9% das amostras, apresentam salinidade muito alta e de acordo com a classificação da FAO, não sendo recomendado seu uso na irrigação (RICHARDS, 1954). Águas com médio risco de sodicidade devem ser manejadas com cautela em solos de textura fina (argilosa), uma vez que o sódio nesta classe de água apresenta um potencial significativo de dispersão em solos de baixa permeabilidade (OLIVEIRA JUNIOR *et al.*, 2021).

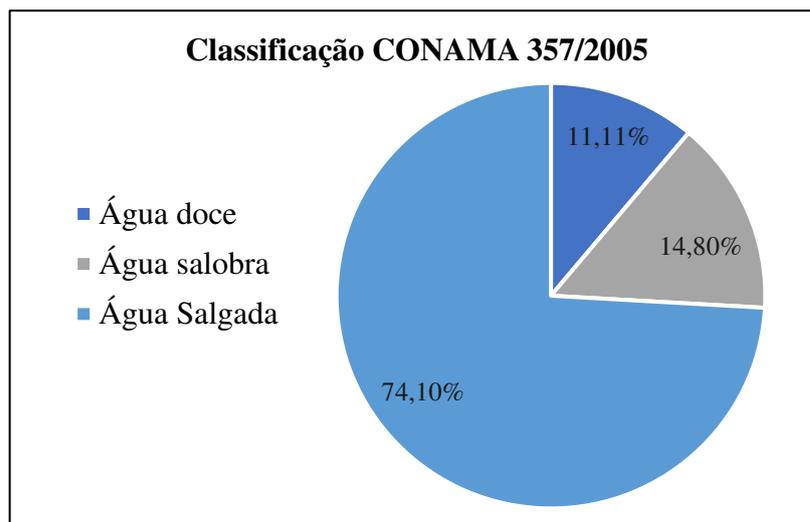
A água drenada nos pontos de coleta ECD e SCD apresentou classificação semelhante, ao final das campanhas de amostragem que ocorreram, com médio risco de salinização e sem problemas de sodicidade (C4S1). Resultados similares aos de Shyamala *et al.*, (2021) que mesmo quando a RAS apresentou os valores mais altos, observaram classificação C4S1, avaliando qualidade da água subterrânea para fins de irrigação.

Batista *et al.* (2016) avaliaram a qualidade da água do Rio São Francisco, em Petrolina - PE, constataram que a água do Rio São Francisco foi classificada como de baixa salinidade e baixa sodicidade (C1S1), pela classificação de Ayers e Westcot (1994). A classificação proposta pela FAO, adaptada por Ayers e Westcot (1991), determina que a CE adequada para a água usada na irrigação deve apresentar valor menor que $0,7 \text{ dS.m}^{-1}$, o que foi observado na água usada na irrigação na área do experimento.

Sales *et al* (2020) estudando a qualidade da água da Barragem Jacaré-Curituba, a qual é responsável pelo abastecimento do Assentamento Jacaré-Curituba, mostram que a água usada na irrigação apresenta boa qualidade e se adequa a classificação para uso na irrigação.

Com base na classificação do CONAMA 357/2005 (Figura 7), 74,1% das amostras foram classificadas como água salgada, 14,8% água salobra, representadas pela água de drenagem e 11,1% foram classificadas como água doce, representada pela água usada na irrigação.

Figura 7. Resultado percentual da classificação da água de drenagem de acordo com o CONAMA 357/2005.



Para a resolução do CONAMA 357/2005, as águas classificadas como água doce não apresentam restrição de uso, são recomendadas medidas de conservação para a preservação das águas desta classe, podendo ser usada na irrigação sem restrição. Já as classificadas como

salobras, podem ser usadas na irrigação de algumas culturas ou após tratamento adequado, porém as salinas não são recomendadas para uso na irrigação (BRASIL, 2005).

Diferentes trabalhos (HUANG *et al.*, 2011; AHMED *et al.*, 2012; GHAFOR *et al.*, 2012; DEVKOTA *et al.* 2015; LIMA *et al.*, 2020) têm abordado o uso de água salobra e até salina para fins de irrigação, relacionando a eficiência do uso dos recursos hídricos disponíveis e a sustentabilidade destas atividades. Wang *et al.* (2015), mostraram a influência do manejo da irrigação com água salina, reduzindo a salinidade no perfil do solo em condições de maior disponibilidade de água.

Zhai, Yang e Wu (2016), obtiveram boa qualidade dos frutos do tomateiro e baixos resíduos de sais no solo, a partir do manejo da irrigação usando água com CE de $3,0 \text{ dS.m}^{-1}$, valor que de acordo com as diretrizes para interpretação da qualidade da água de irrigação, apresenta médio risco de salinização do solo ao longo do tempo de uso e sem o manejo adequado da irrigação.

Devkota *et al.* (2015), direcionaram a aplicação de água salina na irrigação de forma que os sais fossem lixiviados para a zona seca, por meio de plantio em sulcos alternados. A água de drenagem pode ser reutilizada para fins de irrigação, porém deve ser misturada com água doce ou usada para irrigar culturas tolerantes (QADIR *et al.*, 2007).

A classificação da água drenada do ponto SCD de um solo salino-sódico como C3S1, permite ser reutilizada para irrigação diluindo em água doce, permitindo maior sustentabilidade na agricultura irrigada. A captação da água da chuva, que por sua vez possui baixos teores de sais solúveis, para a diluição das águas de drenagem salinizadas é uma solução viável (LIMA *et al.*, 2020) nestas condições.

Ghafoor *et al* (2012), ao estudar os efeitos da recuperação de solo salino-sódico com uso de águas salinas, afirmaram que o uso de água de baixa qualidade tem potencial para contribuir com a conservação do meio ambiente, reduzir o descarte de água de drenagem de baixa qualidade com aplicação de manejo adequado.

3.4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitiram concluir que os parâmetros de qualidade da água analisados foram influenciados pelo tempo de coleta, sendo a CE fortemente afetada pelas concentrações dos íons analisados.

O tempo de drenagem aumentou a concentração do sódio no canal durante o tempo do experimento, o que pode se tornar um problema ambiental devido aos riscos de contaminar o rio São Francisco.

A classificação da água de drenagem para irrigação apresentou quatro classes distintas, porém com um alto risco de salinização do solo e baixo risco de sodicidade se usada para a irrigação. Com base na classificação do CONAMA 357/2005 a água de drenagem foi classificada como salgada, salobra e doce.

4 SALINIDADE E SODICIDADE EM ÁREAS ADJACENTES A UM CANAL DE DRENAGEM SECUNDÁRIO EM PERÍMETRO IRRIGADO DO SERTÃO SERGIPANO

RESUMO

O objetivo do presente estudo foi analisar e classificar o solo quanto aos níveis de salinidade e ou sodicidade do solo das áreas adjacentes a um canal de drenagem do perímetro irrigado Jacaré-Curituba, no município de Poço Redondo - Sergipe. Foram coletadas amostras de solos nas profundidades de 0-0,15 m e 0,15-0,30 m para avaliação de parâmetros químicos para determinação do nível de salinidade e sodicidade das áreas. Com os resultados obtidos foi elaborado mapas temáticos de caracterização da ocorrência de salinização das áreas no entorno do canal de drenagem secundário, por meio do software Qgis. Os resultados mostraram que 73% das áreas apresentaram solos classificados como normais, enquanto 27% foram classificadas como salinos e salinos-sódicos. Maiores valores de CE foram observados na camada superficial do solo. A PST apresentou variação entre 0,5 e 45%. Os valores de pH variaram entre 6,80 e 7,70, para as duas profundidades. A RAS apresentou valores entre 0,21 a 24,57 mmol.L⁻¹, na profundidade de 0 a 0,15 m e entre 0,20 a 23,49 mmol.L⁻¹, para a profundidade de 0,15 a 0,30 m. Para o solo os resultados apontaram que 73,9% das áreas de coleta apresentam solos classificados como normais, para ambas as profundidades, na profundidade de 0 a 0,15 m, 17,40% dos solos foram classificados como salino-sódico e 8,70% como salino, e para profundidade de 0,15 a 0,30 m os solos classificados como salinos e salino-sódicos, representaram 26,1%. Conclui-se que a água de drenagem aumentou a concentração de Na no canal de drenagem com potencial de salinização do solo, quanto aos solos das áreas adjacentes o processo salino-sódico mostra o grau de salinidade da área.

Palavras chaves: Qualidade da água. Manejo do solo. Semiárido.

ABSTRACT

The objective of the present study was to analyze and classify the soil in terms of salinity and/or sodicity levels in the areas adjacent to a drainage channel in the Jacaré-Curituba irrigated perimeter, in the municipality of Poço Redondo - Sergipe. Soil samples were collected at depths of 0-0.15 m and 0.15-0.30 m for evaluation of chemical parameters to determine the level of salinity and sodicity of the areas. With the results obtained, thematic maps were prepared to characterize the occurrence of salinization in the areas surrounding the secondary drainage channel, using the Qgis software. The results showed that 73% of the areas presented soils classified as normal, while 27% were classified as saline and saline-sodic. Higher EC values were observed in the surface layer of the soil. The PST presented variation between 0.5 and 45%. The pH values varied between 6.80 and 7.70 for the two depths. The RAS presented values between 0.21 to 24.57 mmol.L⁻¹, at a depth of 0 to 0.15 m and between 0.20 to 23.49 mmol.L⁻¹, for a depth of 0.15 to 0.30 m. For the soil, the results showed that 73.9% of the collection areas present soils classified as normal, for both depths, at a depth of 0 to 0.15 m, 17.40% of the soils were classified as saline-sodic and 8.70% as saline, and for a depth of 0.15 to 0.30 m the soils classified as saline and saline-sodic, represented 26.1%. It is concluded that the drainage water increased the concentration of Na in the drainage channel with potential for salinization of the soil, as for the soils of the adjacent area, the saline-sodic process shows the degree of salinity in the area.

Keywords: Salinity. Water quality. Drainage channel.

4.1 INTRODUÇÃO

A redução das fronteiras agrícolas aumenta a necessidade de produzir alimentos e o desenvolvimento da produção agrícola depende da interação solo-água-planta, a sustentabilidade desse sistema por sua vez é dependente do manejo adequado. A salinização foi identificada como uma das principais causas de degradação dos solos agricultáveis, por torná-los inadequados para o cultivo (HOSSAIN, 2019).

As regiões semiáridas do Nordeste brasileiro apresentam alto potencial de produção agrícola, apesar dos riscos de salinização e sodificação dos solos em áreas irrigadas. Os baixos índices de precipitação e evaporação elevada favorecem a incidência de salinização e/ou sodificação dos solos dessas regiões, já que os sais não são lixiviados e tendem a acumular (SILVA *et al.*, 2014). O Estado de Sergipe está incluído parcialmente no Polígono das Secas, região com má distribuição de chuvas, intensificando o uso de água para irrigação, sobretudo nestas regiões (NASCIMENTO, 2020).

A classificação dos solos mais adotada mundialmente é a desenvolvida pela *United States Salinity Laboratory Staff* sob coordenação de Richards (1954), que é adotada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2018). O método de classificação proposto por Richards (1954), considera na análise de solo os valores de Condutividade Elétrica (CE), Porcentagem de Sódio Trocável, pH e Razão de Adsorção de Sódio.

A classificação dos solos salinos proposta por Richards (1954), apesar do tempo, ainda tem sido muito usada na classificação dos solos quanto à salinidade em trabalhos no mundo (SÁ *et al.*, 2017; ANDRADE *et al.*, 2018; AKTER *et al.*, 2018; JIN *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2018; EL-HAWARY; NASHED, 2019; RAJKUMAR *et al.*, 2019).

A salinidade do solo é medida pela condutividade elétrica (CE) da solução do solo, podendo ainda ser expressa pelo grau de tolerância da cultura, afetando ainda o rendimento das plantas (BARRADAS *et al.*, 2015). A acidez ou alcalinidade do solo é expressa pelo pH do solo, que se dá pela presença de íons de hidrogênio na solução do solo (XIAO *et al.*, 2014).

A PST do solo expressa o percentual de Na⁺ em relação à capacidade de troca de cátions (SANTOS; LUCAS, 2015). Os efeitos nocivos das águas de qualidade limitada no sistema solo-planta têm sido verificados na prática e podem interferir significativamente nos atributos edáficos e no desempenho produtivo das culturas (SILVA *et al.*, 2011).

A salinização dos solos afeta a dinâmica de organização espacial das populações, causando redução da produção agrícola, deslocamento populacional, pondo em destaque a segurança alimentar e economia das comunidades (CASTRO; SANTOS, 2020).

Fayrap e Koç (2012) ao avaliarem a qualidade da água de canais de drenagem superficiais e subterrâneos, relataram altas taxas de salinidade, podendo causar danos aos solos de áreas próximas. Considerando que o uso de sistemas de drenagem na remediação produz um volume de água com alta concentração de sais, podendo levar à salinização e sodificação dos solos, causando impactos socioeconômicos na região.

A água no solo é o fator determinante para o transporte e a variação da salinidade do solo. A avaliação e monitoramento da salinidade deve ser feita em situação de remediação de solos afetados por sais (BARRADAS *et al.*, 2015). O objetivo do presente estudo foi analisar e classificar o solo quanto aos níveis de salinidade e ou sodicidade do solo das áreas adjacentes a um canal de drenagem do perímetro irrigado Jacaré-Curituba, no município de Poço Redondo – Sergipe.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Poço Redondo, Estado de Sergipe, está inserido no Polígono das Secas, apresenta clima quente e seco, com maior parte do ano seco (de 7 a 8 meses) classificado como BSh segundo a classificação de Köppen e Geiger, que apresenta pluviosidade média em torno de 552,15 mm ano⁻¹ baseado na precipitação do município de Poço Redondo, com comportamento variado durante o ano. Além da evapotranspiração potencial que é sempre maior que 1500 mm anuais, com temperaturas superiores a 27°C (SALES; BARRETO; AGUIAR NETO, 2018).

O presente estudo foi realizado em uma área deste perímetro no município de Poço Redondo (Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba), no entorno do canal de drenagem onde Silva *et al.* (2020) realizaram um estudo de recuperação de solos salinos usando gesso agrícola e matéria orgânica em condições de campo.

Para a escolha das áreas de coleta de amostras de solo foram levados em consideração a existência de processos aparentes de salinização do solo como: redução significativa da vegetação, aparente compactação do solo, uso do solo para produção agrícola e o relato dos produtores sobre problemas recorrentes nos lotes (Figura 8).

Figura 8. Áreas com características de salinização dos solos por redução significativas da vegetação. Sendo A o ponto de coleta A12. e B o ponto de coleta A12



A partir do canal de drenagem secundário instalado na área do experimento realizado por Silva *et al.* (2020), foi delimitada uma área de influência de acordo com dados topográficos do local, obtidos na base de dados do Atlas digital de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe.

Foram coletadas 46 amostras de solos, sendo 23 a 0 – 15 cm de profundidade e 23 de 15 – 30 cm de profundidade para realização do levantamento da salinidade em áreas no entorno do local do experimento, por meio de análise de solo.

4.2.2 ANÁLISE E CLASSIFICAÇÃO DO SOLO

As coletas de amostras de solo se deram em diferentes lotes adjacente ao canal de drenagem, entre os meses de janeiro e março de 2020. Foram realizadas coletas nas profundidades de 0 a 0,15 m e de 0,15 a 0,30 m. Foram coletadas em cinco pontos formando amostras compostas homogeneizadas e posteriormente retirado uma amostra para análise, devidamente armazenadas em sacos plásticos e identificadas.

Em cada ponto de coleta foram realizadas observação com o auxílio de um GPS da marca GARMIN, modelo GPSmap 76CS x, para marcar os pontos de coleta, realizados registros fotográficos e tomado nota das características das áreas de amostragem, para realizar o levantamento das condições dos solos que no entorno do canal de drenagem secundária.

As amostras de solo coletadas foram levadas ao Instituto de Tecnologia e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS), onde foram determinados os seguintes parâmetros indicadores de qualidade do solo: Matéria Orgânica (MO), Condutividade Elétrica (CE), Porcentagem de Sódio Trocável (PST), pH, as concentrações de Cálcio (Ca^{2+}), Alumínio (Al^{3+}), Sódio (Na^+), Potássio (K^+), Fósforo (P-disponível) e Magnésio (Mg^{2+}), de acordo com o método MAQS-Embrapa (SILVA, 2009), além de calculada a Razão de Adsorção de Sódio (RAS).

Foram avaliados os parâmetros químicos que determinam o nível de salinidade de um solo (salino, salino-sódico e sódico), para realização da classificação do solo de acordo com o método de classificação descrito por Richards (1954), como mostra a Tabela 15.

Tabela 15 - Classificação de solos salinos.

Solos	CE (dS.m^{-1})	PST	pH	RAS
Normais	< 4	< 15	< 8,5	< 13
Salinos	> 4	< 15	< 8,5	< 13
Salino-sódicos	> 4	> 15	< 8,5	> 13
Sódicos	< 4	> 15	< 8,5	> 13

Fonte: Adaptada de Richards (1954).

Foi realizada a tabulação dos dados de análise de solo para classificação de solos salinos e a partir dos resultados obtidos conduziu-se à elaboração dos gráficos de caracterização da ocorrência de salinização das áreas no entorno do canal de drenagem secundário.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises de solo apresentados na Tabela 6, evidencia que há presença de salinidade na área adjacente ao dreno em ambas às profundidades. Porém ainda constatou-se que a maior parte das áreas de coleta analisadas apresentam solos classificados como normais, tanto para a profundidade de 0 a 0,15 m, como na profundidade de 0,15 a 0,30.

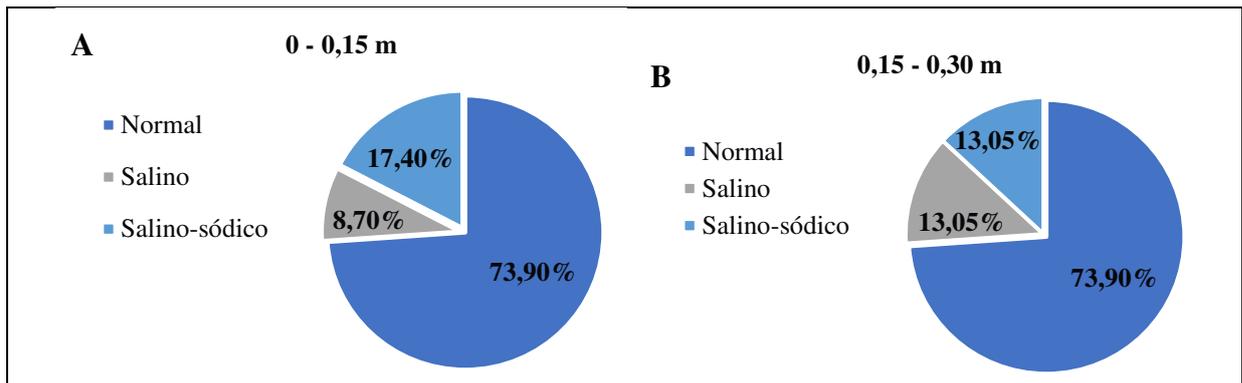
Tabela 16. Classificação dos solos salinos (Richards, 1954).

Ponto de coleta	CE (dS.m ⁻¹)		PST (%)		pH da pasta		RAS (mmol.L ⁻¹)		Classificação	
	0 - 0,15 (m)	0,15 - 0,30 (m)	0-0,15 (m)	0,15-0,30 (m)	0-0,15 (m)	0,15-0,30 (m)	0-0,15 (m)	0,15-0,30 (m)	0-0,15 (m)	0,15-0,30 (m)
A1	29,71	24,02	33,10	31,20	7,70	7,70	18,90	16,42	Salino-Sódico	Salino-Sódico
A2	0,87	0,73	1,10	1,03	7,00	7,70	0,41	0,37	Normal	Normal
A3	0,74	0,53	0,78	0,72	7,70	7,70	0,31	0,30	Normal	Normal
A4	0,48	0,48	0,72	0,65	7,70	7,10	0,26	0,24	Normal	Normal
A5	0,54	0,45	0,80	0,86	6,90	6,90	0,31	0,34	Normal	Normal
A6	0,59	0,70	0,70	0,68	6,80	6,90	0,26	0,25	Normal	Normal
A7	17,66	17,27	31,60	28,30	7,70	7,70	16,65	14,49	Salino-Sódico	Salino-Sódico
A8	0,86	0,92	0,80	0,87	7,70	7,70	0,33	0,37	Normal	Normal
A9	12,73	11,32	23,10	16,50	7,70	7,70	9,77	6,71	Salino	Salino
A10	10,44	5,29	6,63	4,90	7,70	7,70	2,30	1,58	Salino	Salino
A11	0,56	0,86	0,56	0,60	7,70	7,70	0,23	0,25	Normal	Normal
A12	0,90	0,80	1,35	1,56	7,70	7,70	0,53	0,65	Normal	Normal
A13	0,92	0,76	0,63	0,57	7,30	7,70	0,24	0,23	Normal	Normal
A14	0,55	0,59	0,80	0,70	6,80	6,80	0,30	0,26	Normal	Normal
A15	20,21	13,42	40,50	44,40	7,70	7,70	24,57	23,49	Salino-Sódico	Salino-Sódico
A16	0,78	1,04	5,63	6,71	7,70	7,70	1,86	2,52	Normal	Normal
A17	11,29	9,27	16,50	11,60	7,70	7,70	8,10	4,99	Salino-Sódico	Salino
A18	0,77	0,71	1,93	2,54	7,70	7,70	0,72	1,00	Normal	Normal
A19	0,58	0,65	1,29	1,12	7,70	7,10	0,52	0,43	Normal	Normal
A20	0,37	0,50	0,56	0,75	6,90	7,00	0,21	0,29	Normal	Normal
A21	0,71	0,63	0,77	0,54	7,10	6,90	0,30	0,20	Normal	Normal
A22	0,45	0,49	0,92	0,75	6,80	7,00	0,35	0,30	Normal	Normal
A23	0,78	0,81	0,89	0,95	7,00	7,00	0,33	0,35	Normal	Normal

Fonte: Organizada por SANTOS, J. M. S. M. (2021).

A Figura 9 mostra os percentuais das áreas e sua classificação quanto à salinidade. Os resultados apontaram que 73,9% das áreas de coleta apresentam solos classificados como normais, para ambas as profundidades, na profundidade de 0 a 0,15 m, 17,40% dos solos foram classificados como salino-sódico e 8,70% como salino, e para profundidade de 0,15 a 0,30 m os solos classificados como salinos e salino-sódicos, representaram 26,1% (Figura 9).

Figura 9. Percentual dos resultados de classificação de solos salinos (Richards, 1954).



Na busca para identificar as áreas salinizadas relacionando esse processo com uso e ocupação do solo, Santos e Lucas (2015) comprovaram a ocorrência do processo de salinização do solo no Perímetro Irrigado Jacaré-Curituba, de acordo com a classificação de solos quanto à salinidade descrita por Richards (1954). Logo, o perímetro irrigado já apresentava áreas em processo de salinização, podendo ser agravada a situação por influência do manejo inadequado do solo.

A CE dos solos apresentou valores entre 0,37 e 29,71 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$, na profundidade de 0 a 0,15 m e entre 0,45 a 24,02 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$, na profundidade de 0,15 a 0,30 m. O maior valor de CE foi na profundidade de 0 a 0,15 m, bem como o menor valor. Foi possível observar que comparadas as profundidades, os maiores valores de CE ocorreram com maior frequência na profundidade de 0 a 0,15 m (Tabela 16). Hou, Zhu e Jin (2016), afirmaram que o acúmulo de sais na camada superior é devido a evaporação.

Ao avaliar a salinidade do solo para o cultivo sustentável no Egito, Gabr (2018) encontrou uma diferença significativa nas concentrações de CE, com valor mínimo de 0,5 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ e máximo de 93,4 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$. Afirmando que essa diferença é justificada pela topografia, favorecendo o acúmulo de água nas áreas mais baixas e a evaporação da água aumenta a salinidade.

A CE expressa a concentração de sais solúveis no solo (AGUIAR NETO *et al.*, 2007), as quantidades de sais solúveis encontrados nas amostras (A1, A7, A9, A10, A15 e A17) são

suficientes para causar estresse osmótico e outros danos ao desenvolvimento das plantas, como mostra a Figura 10 que apresenta macaxeira em área de solo salino.

Figura 10. Lavoura de macaxeira próximo ao ponto de coleta A10.



Quanto a PST dos solos na profundidade de 0 a 0,15 m variou entre 0,56 e 40,50%, enquanto na profundidade de 0,15 a 0,30 m a PST apresentou resultados entre 0,54 a 44,40% (Tabela 16). Valores de PST entre 6 a 15% são considerados médios, superior a 15% alto e inferior a 6% baixo, segundo Sobral *et al.*, (2015).

Os solos que apresentaram PST superior a 15% foram classificados como salino-sódicos ou salinos (PST igual ou acima de 15% tem que ser sódico ou salino-sódico) com tendência a salino-sódico. Castro e Santos (2020), constataram que solos com PST acima de 15%, são deteriorados pelo excesso de sódio. Os menores valores de PST foram encontrados nas amostras A11 e A20 para a profundidade de 0 a 0,15 m, com valores de 0,56% e na amostra A21 na profundidade de 0,15 a 0,30 m, com valor de 0,54% (Tabela 16).

Ao estudar o processo de salinização dos solos em diferentes usos das terras da mesorregião do São Francisco Pernambucano, Castro e Santos (2020) identificaram solo salino-sódico, que apresentou PST superior a 15%, CE superior a 2 dS.m⁻¹ e pH menor que 8,5, numa área de uso de água subterrânea com altos teores de sais.

O pH é um dos principais parâmetros relacionados à salinidade, em conjunto com o sódio e a CE, o que possibilita estabelecer o quanto o solo está salino, sódico ou salino-sódico (SANTOS, 2015). Os valores de pH variaram entre 6,80 e 7,70, para as duas profundidades (Tabela 16). Concordando com Sobral *et al.* (2007), que afirmaram que no Sertão Sergipano as

maiores frequências de pH com valores superiores a 6 (considerado alto), o que significa uma menor probabilidade de problemas de acidez dos solos.

Os valores de pH considerados ácidos nos ambientes de agricultura irrigada decorre da frequente presença de água que contribui para a lixiviação dos cátions não ácidos responsáveis por aumentar os valores do pH (CASTRO; SANTOS, 2020).

A RAS dos solos apresentou valores entre 0,21 a 24,57 mmol.L⁻¹, na profundidade de 0 a 0,15 m e entre 0,20 a 23,49 mmol.L⁻¹, para a profundidade de 0,15 a 0,30 m. O maior valor foi encontrado na amostra A15, na profundidade de 0 a 0,15 m. Os solos classificados como salino-sódicos foram os que mostraram os maiores valores de RAS. Os solos salino-sódicos foram identificados nas áreas A1, A7, A15 e A17, na profundidade de 0 a 0,15 m.

O solo do ponto de coleta A17 foi classificado como salino-sódico, na profundidade de 0 a 0,15 m e salino na profundidade de 0,15 a 0,30 m. corroborando com os resultados obtidos por Santos (2015), que encontrou RAS maior na superfície que normalmente diminui nos horizontes mais profundos. Justificando estes resultados pela lixiviação dos sais solúveis e acúmulo do sódio, por meio do processo de salinização.

Os resultados da análise do solo para medir os níveis de salinidade foram utilizados na espacialização da classificação do solo no entorno do canal de drenagem secundário. Os solos dos 23 pontos de coleta, foram comparadas as profundidades de coleta de 0 a 0,15 m e de 0,15 a 0,30 m. Os parâmetros de classificação para o mapeamento das áreas afetadas por sais foram o pH e a porcentagem de sódio trocável (Figura 11), condutividade elétrica e a Razão de Adsorção de Sódio (Figura 12).

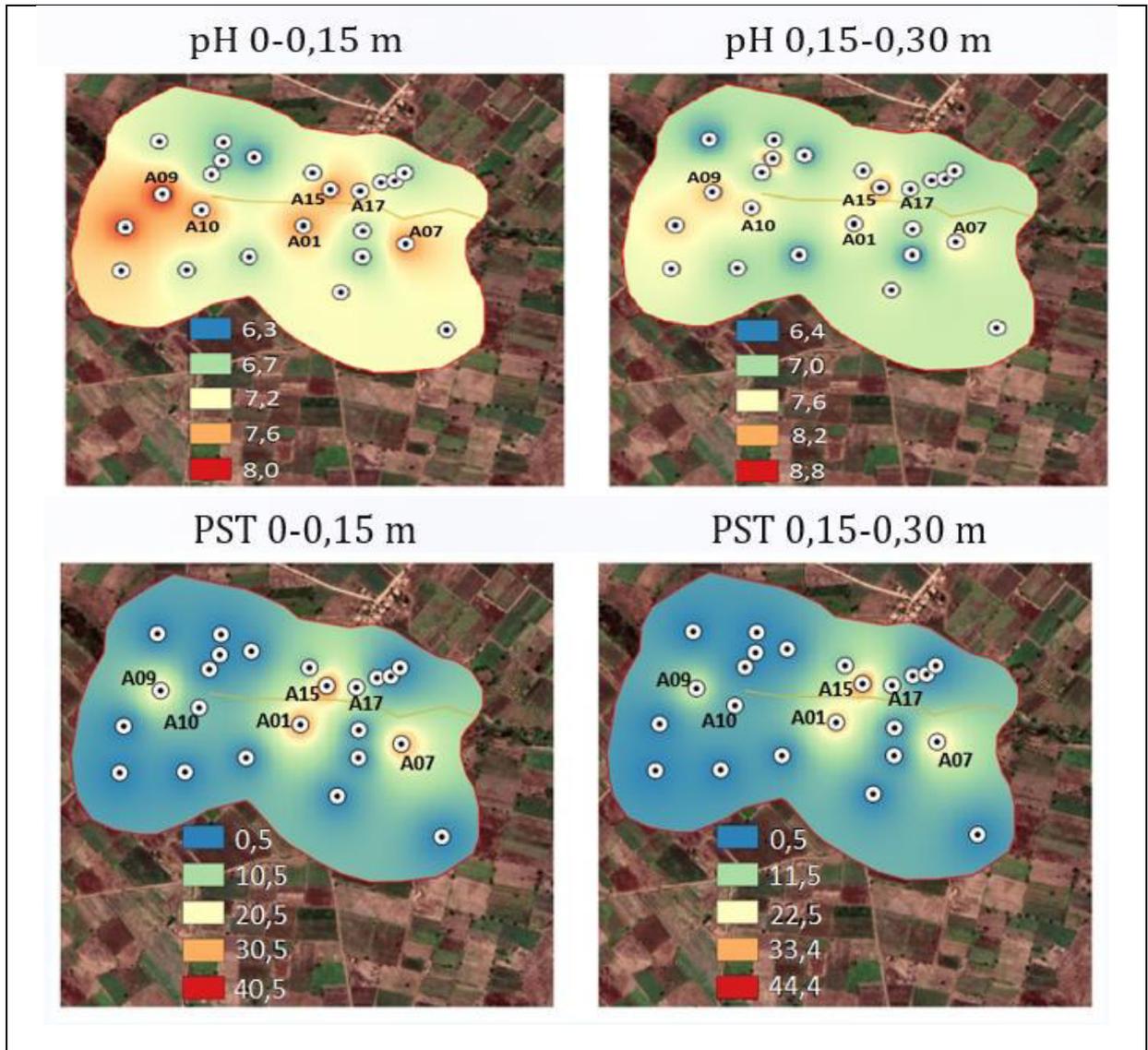
O pH dos solos foi maior na profundidade de 0,0-0,15 cm, com destaque para os pontos de coleta A1, A7, A9, A10, A15 e A17, de acordo com a classificação de Richards (1954), (Figura 11). Com a interpolação dos resultados de pH encontrados nos solos, é possível afirmar que grande parte da área no entorno do canal de drenagem, ainda apresenta uma parte significativa de solos classificados como normal e com o pH mais próximo da neutralidade. Resultados semelhantes foram encontrados por Gabr (2018), ao avaliar a salinidade do solo para o cultivo sustentável no Egito.

Quanto a PST, o mapeamento mostrou que tanto na profundidade de 0,0-0,15 m como a 0,15-0,30 m, o comportamento foi semelhante dando destaque para as áreas de amostragem A1, A7 e A15, em que os solos foram classificados como salino-sódico e a área A10 como solo salino.

Estas áreas estão próximas do canal de drenagem secundário, podendo ter sido afetadas pelo sal presente na água de drenagem. Como afirmam Castro e Santos (2020), que a

proximidade do solo do córrego favorece a salinização através do recebimento de sais das áreas circunvizinhas mais elevadas, por efeito gravitacional.

Figura 11. Parâmetros de salinidade nas profundidades de 0,0-0,15 cm e 0,15-0,30 cm.

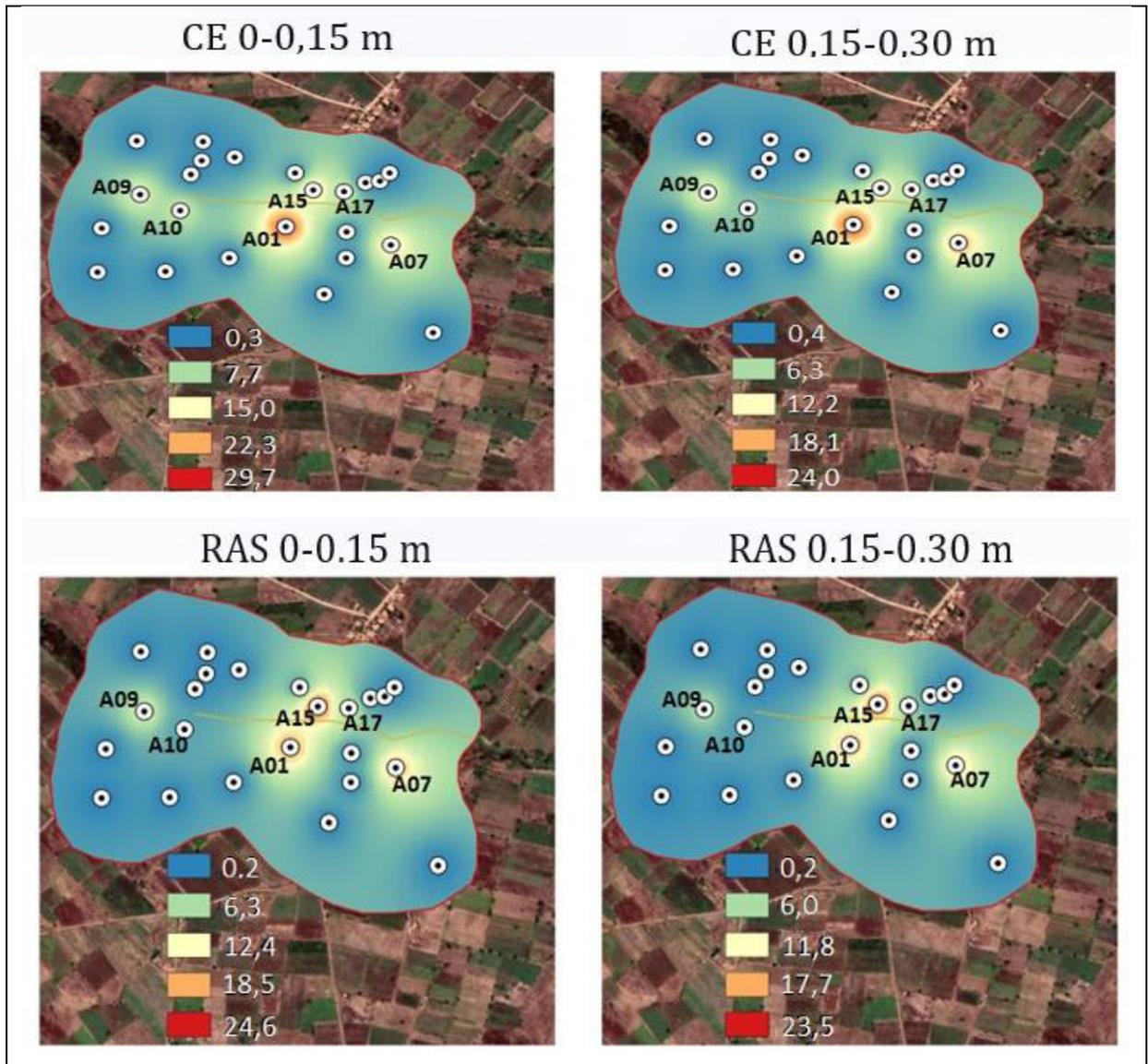


A área de amostragem de solo A1 foi a que mais se destacou no mapeamento dos níveis de CE tanto na profundidade de 0,0-0,15 m, como para a profundidade de 0,15-0,30 m. Foi possível observar também uma leve redução dentro das estimativas na camada mais profunda.

Este comportamento também foi observado para a RAS, reduzindo na profundidade de 0,15-0,30 m. Isto se deve ao acúmulo de sais na superfície do solo causado principalmente pela evaporação. A salinidade é menos intensa na profundidade de 0,0-0,15 m, que na de 0,15-0,30 m (SANTOS, 2015).

Zhuo e Li (2013), ao estudar os efeitos dos processos hidrológicos no ecossistema do oásis na salinidade do solo nas regiões baixas do rio Tarim, na China, observaram que a relação entre a profundidade da água subterrânea e o teor de sais no solo indicaram alta concentração na superfície e diminuição com o aumento da profundidade.

Figura 12. Parâmetros de salinidade nas profundidades de 0,0-0,15 cm e 0,15-0,30 cm.



Fonte: SANTOS, J. M. S. M. (2021).

O mapeamento dos solos afetados por sais pode identificar a necessidade e o nível de manejo eficientes para prevenir e controlar a salinidade em regiões semiáridas. Avaliar a salinidade do solo como um problema de sustentabilidade permite vislumbrar seus impactos na produtividade agrícola e no ecossistema (ZHOU *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2018).

O impacto ambiental mais importante causado pela irrigação é o efeito da drenagem no ambiente receptor. As condições inadequadas do sistema de drenagem ou manejo inadequado da água drenada pode levar a salinidade e sodicidade dos solos, causando assim problemas ambientais (FAYRAP; KOÇ, 2012).

4.4 CONCLUSÃO

Das áreas analisadas, 73.90% apresentou solos classificados como normal, com maior ocorrência de solos salino-sódicos na profundidade de 0 a 0,15 m e que os níveis salino-sódico e salino estão presentes no perímetro irrigado. O manejo inadequado do solo pode ter influência na salinização dos solos, pois os solos salino-sódicos foram identificados próximos ao canal de drenagem agrícola.

Conclui-se também que a água de drenagem aumentou a concentração de Na^+ no canal de drenagem com potencial de salinização do solo, quanto aos solos das áreas adjacentes o processo salino-sódico mostra o grau de salinidade da área.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O perímetro irrigado Jacaré-Curituba apresenta potencial para a ocorrência de salinização do solo quando não há presença de manejo adequado do solo e sistema de drenagem eficiente, pois a água usada na irrigação é boa qualidade.

Experimentos de recuperação de solos salinos em campo são importantes para melhor avaliação dos efeitos ambientais ocasionados pela água efluente da área drenada, cuja qualidade pode ser muito prejudicial aos solos adjacentes. Porém mais pesquisas em condições semiáridas brasileiras devem ser conduzidas para se avaliar o potencial de uso da água drenada. Há vários métodos utilizados no mundo para o reuso da água de drenagem, especialmente em áreas de escassez hídrica.

Os resultados da pesquisa mostraram que a água de drenagem tem potencial de salinizar o solo se for utilizada de forma direta, sem tratamento prévio, potencializa a salinização na região, já que 24% da área estuda são salinas ou salinas-sódicas. Áreas com problemas de salinização inviabiliza o cultivo de espécies agrônômicas de interesse comercial, no entanto, há espécies vegetais que toleram determinado nível de salinidade e podem ser destinadas para alimentação animal.

Desta forma fica evidente que o monitoramento da salinidade dos solos em regiões semiáridas é crucial para uma adaptação e minimização dos efeitos ambientais por meio de ações de recuperação dos solos afetados por sais.

A gestão cuidadosa da qualidade da água drenada de solo salino-sódico pode representar o desenvolvimento das regiões semiáridas, minimizando os impactos causados aos solos.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR NETO, A. de. O.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V.; BARROS, A. C.; CAMPECHE, L. F. de. S. M.; BLANCO, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, n. 6, p. 1640-1645, nov-dez. 2007.
- AHMED, C. B.; MAGDICH, S.; ROUINA, B. B.; BOUKHRIS, M.; ABDULLAH, F. B. Saline water irrigation effects on soil salinity distribution and some physiological responses of field grown Chemlali olive. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 538-544, Dec. 2012.
- AKTER, S. H. R.; KHAN, M. S.; HOSSAIN, M. K.; SAHA, F. F. Response of Rice Grown in Saline Soil as Influenced by The Application of Agricultural Amendments and Moisture Regimes. **Journal of Biodiversity Conservation and Bioresource Management**. v. 4, n. 2. 2018.
- ALBUQUERQUE, A. S.; FONSÊCA, N. C.; SANTOS, R. V. dos. Aplicação de corretivos alternativos em solo salinizado com cultivo de *Sorghum bicolor* L. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 4, p. 452-458, out-dez. 2018a.
- ALBUQUERQUE, A. S.; FONSÊCA, N. C.; SANTOS, R. V. dos.; MEDEIROS, W. P. Atributos químicos em solo salino-sódico e efeito de ácido sulfúrico no crescimento da *Prosopis juliflora*. **Revista Ciências Agrárias**, v. 61. 2018b.
- ALLAM, A.; FLEIFLE, A.; TAWFIK, A.; YOSHIMURA, C.; EL-SAAD, A. A simulation-based suitability index of the quality and quantity of agricultural drainage water for reuse in irrigation. **Science of the Total Environment**. v. 536, p. 79–90. 2015.
- ALMEIDA, O. Á. DE. Critérios para estabelecer a qualidade da água para irrigação. *In*: ALMEIDA, O. Á. DE. **Qualidade da água de irrigação** - Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. v. 1, chap. 3, p. 31-58.
- ANDRADE, J. J. DE.; OLIVEIRA, F. J. M. DE.; PESSOA, L. G. M.; NASCIMENTO, S. A. DOS. S.; SOUZA, E. S. DE.; BARROS JÚNIOR, G.; MIRANDA, M. F. A.; OLIVEIRA, A. C. DE.; FREIRE, M. B. G. DOS. S. Effects of elemental sulfur associated with gypsum on soil salinity attenuation and sweet sorghum growth under saline water irrigation. **Australian Journal of Crop Science**. v. 12, n. 02, p. 221-226. 2018.

ARAÚJO, J. L.; SEVERO, P. J. da. S.; LUCENA, F. T. C.; VERIATO, R. G.; PAIVA, K. F. Enxofre elementar ou sulfato de cálcio para remediação de solos salino-sódicos?. **Pesquisa Agropecuária Tropical** - Goiânia. v. 45, n. 4, p. 388-396, out-dez. 2015.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Qualidade da água na agricultura**. Revisado 1. Campina Grande: UFPB; (FAO). Estudos de irrigação e Drenagem, 29. 1994. 281 p.

BAATH, G. S.; SHUKLA, M. K.; BOSLAND, P. W.; STEINER, R. L.; WALKER, S. J. Irrigation water salinity influences at various growth stages of *Capsicum annum*. **Agricultural Water Management**, v. 179, n. 1, p. 246-253, jan. 2016.

BARRADAS, J. M. M.; ABDELFAH, A.; MATULA, S.; DOLEZAL, F. Effect of Fertigation on Soil Salinization and Aggregate Stability. **J. Irrig. Drain Eng**, v. 4, n. 141, 2015.

BARRETO, A. N.; BOLFE, E. L.; OLIVEIRA, G. R. DE.; FACCIOLI, G. G. Drenagem das terras agrícolas. *In*: BARRETO, A. N.; SILVA, A. A. G. DA.; BOLFE, É. L. **Irrigação e Drenagem na Empresa Agrícola: impactos ambientais versus sustentabilidade**. Ed. 1. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2004. v. 1, chap. 8, p. 291-329.

BARROS, M. F. C.; FONTES, M. P. F.; ALVARES, V. V. H.; RUIZ, H. A. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 59-64, 2004.

BATISTA, P. H. D.; FEITOSA, A. K.; LEITE, F. E.; SALES, M. M.; SILVA, K. B. Avaliação da qualidade das águas dos rios São Francisco e Jaguaribe para fins de irrigação. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 12, n. 1, p. 48-54. 2016.

BERNARDO, S; SOARES, A. A; MONTOVANI, E. **Manual de irrigação**. Ed. 8. Viçosa: Editora UFV, 2006. p. 625.

BORTOLINI, L .; MAUCIERI, C .; BORIN, M. Uma ferramenta para avaliação da qualidade da água de irrigação em regiões áridas e semi-áridas. **Agronomy**. v.8, n.2, p.1-15, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Resolução RDC nº 12, de 2 de janeiro de 2001. Aprova **Regulamento Técnico sobre Padrões Microbiológicos para Alimentos e seus anexos I e II**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 10 jan. 2001, Seção 1, n.7-E, p.45.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**. v. 124, p. 3-22. 2005.

BROWN, Timothy A. **Confirmatory factor analysis for applied research**. Guilford publications, 2015.

CASTRO, C. N. de. Sobre a agricultura irrigada no semiárido: uma análise histórica e atual de diferentes opções de política. **Texto para discussão**/Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Brasília, 2018.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. dos. Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida. **Mercator (Fortaleza)**. v. 19, mar, 2020.

CAVALCANTE, L. F.; SANTOS, R. V. dos.; HERNANDEZ, F. F. F.; GHEYI, H. R.; DIAS, T. J.; NUNES, J. C.; LIMA, G. S. de. Recuperação de solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da. S.; LACERDA, C. F. de.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCTSal, 2016. v. 2, chap. 28, p. 461-477.

CODEVASF. **CODEVASF e governo do estado definem gestão do perímetro irrigado Jacaré-Curitiba**. Sergipe, 2014. Disponível em: <https://www.codevasf.gov.br/noticias/2014/codevasf-e-governo-de-sergipe-definem-gestao-do-perimetro-jacare-curitiba>. Acesso em: 23 dec. 2019.

CODEVASF. **Projetos públicos de irrigação**. Sergipe, 2018. Disponível em: <https://www.codevasf.gov.br/linhas-de-negocio/irrigacao/projetos-publicos-de-irrigacao>. Acesso em: 23 dec. 2019.

COHIDRO. **Relatório das atividades - exercício 2018**. 2019. Disponível em: <https://cohidro.se.gov.br/wp-content/uploads/2019/08/RELAT%C3%93RIO-ATIVIDADES-COHIDRO-2018.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2020.

CONG, P.; OUYANG, Z.; HOU, R.; HAN, D. Effects of application of microbial fertilizer on aggregation and aggregate-associated carbon in saline soils. **Soil & Tillage Research**. v. 168, p. 33–41. 2017.

CORDEIRO, G. G. Qualidade de água para fins de irrigação (conceitos básicos e práticos). In: EMBRAPA Semi-Árido. **Documentos 167**. Petrolina, PE: Editora EMBRAPA, 2001. p. 32.

DALIAKOPOULOS, I. N.; TSANIS, I. K.; A. KOUTROULIS, A.; KOURGIALAS, N. N.; VAROUCHAKIS, A. E.; KARATZAS, G. P. RITSEMA, C. J. The threat of soil salinity: A European scale review. **Science of the Total Environment**. v. 573, p. 727-739, 2016.

DEVKOTA, M.; GUPTA, R. K.; MARTIUS, C.; LAMERS, J. P. A.; DEVKOTA, K. P.; SAYRE, K. D.; VELK, P. L. G. Soil salinity management on raised beds with different furrow irrigation modes in salt-affected lands. **Agricultural Water Management**. v. 152, p. 243-250, 2015.

EL-AGHA, DE; MOLLE, F. ; RAP, E. ; EL BIALY, M. ; EL-HASSAN, WA Drenagem da EL-HAWARY, M. M.; NASHED, M. E. Effect of Foliar Application by some Antioxidants on Growth and Productivity of Maize under Saline Soil Conditions. **Journal of Plant Production Mansoura University**. v. 10, n. 2, p. 93 - 99, 2019.

EL-ZAWILY, A. E.; MELEHA, M.; EL-SAWY, M.; EL-ATTAR, E.; BAYOUMI, Y.; ALSHAAL, T. Application of magnetic field improves growth, yield and fruit quality of tomato irrigated alternatively by fresh and agricultural drainage water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 181, p. 248–254. 2019.

EMADODIN, I.; REINSCH, T.; TAUBE, F. Drought and Desertification in Iran. **Hydrology**. v. 6, n. 66, aug. 2019.

FAYRAP, A.; KOÇ, C. Comparison of Drainage Water Quality and Soil Salinity in Irrigated Areas with Surface and Subsurface Drainage Systems. **Agricultural Research**. v. 1, n. 3, p. 280–284. jul. 2012.

FERREIRA, P. A.; SILVA, J. B. L.; RUIZ, H. A. Aspectos físicos e químicos de solo em regiões áridas e semiáridas. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da. S.; LACERDA, C. F. de.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCTSal, 2016. v. 2, chap. 3, p. 17-34.

FREIRE, M. B. G. DOS. S.; FREIRE, F. J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H. V.; BARROS, N. F. DE.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Ed. 1. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. chap. 16, p. 929-954.

FREIRE, M. B. G. S.; PESSOA, L. G. M.; GREYI, H. R. Métodos de análises químicas para solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da. S.; LACERDA, C. F. de.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2 ed. Fortaleza-CE, 2016. chap. 10, p. 123-148.

Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídrico – FUNCEME. QualiGraf, 2015.

GABR, M. Evaluation of Irrigation Water, Drainage Water, Soil Salinity, and Groundwater for Sustainable Cultivation. **Irrigat Drainage Sys Eng.** v. 7, n. 3, p. 1-10, 2018.

GHAFOOR, A.; MURTAZA, G.; REHMAN, M. Z.; SABIR, S. M. Reclamation And Salt Leaching Efficiency For Tile Drained Saline-Sodic Soil Using Marginal Quality Water For Irrigating Rice And Wheat Crops. **Land Degradation Development.** v. 23, p. 1–9. 2012.

HASANUZZAMAN, M.; NAHAR, K.; ALAM, M. M.; BHOWMIK, P. C.; HOSSAIN, M. A.; RAHMAN, M. M.; PRASAD, M. N. V.; OZTURK, M.; FUJITA, M. Potential Use of Halophytes to Remediate Saline Soil. **BioMed Research International.** v. 2014, p. 12, jul. 2014.

HAUKOOS, Jason S; LEWIS, Roger J. Estatística avançada: intervalos de confiança de bootstrap para estatísticas com distribuições “difíceis”. *Medicina de emergência acadêmica*, v. 12, n. 4, pág. 360-365, 2005.

HOLANDA, J. S. de.; AMORIM, J. R. A. de.; FERREIRA NETO, M.; HOLANDA, A. C. de.; SÁ, F. V. da. Qualidade da água para irrigação. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da. S.; LACERDA, C. F. de.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados.** 2 ed. Fortaleza-CE, 2016. chap. 4, p. 35-50.

HOSSAIN, M. S. Present Scenario of Global Salt Affected Soil, its Management and Importance of Salinity Research. **International Research Journal of Biological Sciences**, v. 1, n. 1, p. 1-3, jan. 2019.

HOU, M. ZHU, L. JIN, Q. Surface Drainage and Mulching Drip-Irrigated Tomatoes Reduces Soil Salinity and Improves Fruit Yield. v. 6, may. 2016.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154799>.

HUANG, C. H.; XUE, X.; WANG, T.; MASCELLIS, R. de.; Giacomo MELE, G.; YOU, Q. G.; PENG, F.; TEDESCHI, A. Effects of saline water irrigation on soil properties in northwest China. **Environ Earth Science.** v. 63, p. 701-708, 2011.

JIN, F.; RAN, C.; ANWARI, Q.; GENG, Y.; GUO, L.; LI, J.; HAN, D.; ZHANG, X.; LIU, X.; SHAO, X. Effects of biochar on sodium ion accumulation, yield and quality of rice in saline-sodic soil of the west of Songnen plain, northeast China. **Plant Soil Environ.** v. 64, n. 12, p. 612–618, 2018.

KANG, Y.; LIU, S.; WAN, S.; WANG, R. Assessment of soil enzyme activities of saline-sodic soil under drip irrigation in the Songnen plain. **Paddy Water Environ.** v. 11, p. 87 - 95, oct. 2011.

LAMQADEM, A. A.; SABER, H.; PRADHAN, B. Quantitative Assessment of Desertification in an Arid Oasis Using Remote Sensing Data and Spectral Index Techniques. **Remote Sensing.** v. 10, n. 1862, 2018.

LENHARD, W.; LENHARD, A. Berechnung von Effektstärken [Calculation of effect sizes]. Dettelbach: Psychometrica. Available online at: <https://www.psychometrica.de/effektstaerke.html> (accessed February 15, 2020), 2016.

LIBÂNIO, M. Características das Águas Naturais. In: LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade de água.** Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. v. 3, chap. 2, p. 25-78.

LIMA JUNIOR, B. C.; LIMA, V. L. A. de.; FARIAS, M. S. S.; DANTAS NETO, J.; GUIMARÃES, J. P.; LIMA, M. G. M. de.; ALVES, A. de, A. Classificação da água de irrigação em uma área cultivada com fruticultura irrigada. **Revista Espacios.** v. 38, n. 9, p. 20. 2017.

LIMA, B. R. de.; OLIVEIRA, E. P.; DONATO JUNIOR, E. P.; BEBÉ, V. F. Uso e qualidade de água subterrânea utilizada por agricultores familiares no Território Sertão Produtivo, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade.** v. 7, n. 16, p. 679 - 689. 2020.

LIMA, J. O. G.; FRANÇA, A. M. M.; LOIOLA, H. G. Implicações Hidroquímicas da Condutividade Elétrica e do Íon Cloreto na Qualidade das Águas Subterrâneas do Semiárido Cearense. **Revista Virtual de Química.** v. 2, n. 2, p. 279 - 292, mar - abr. 2014.

LÓPEZ-VALDEZ, F.; FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, F.; LUNA-GUIDO, M. L.; MARSCH, R; OLALDE-PORTUGAL, V.; DENDOOVEN, L. Microorganisms in sewage sludge added to an extreme alkalinesaline soil affect carbon and nitrogen dynamics. **Applied Soil Ecology.** v. 45, p. 225–231. 2010.

LUCAS, A. A. T. **Impacto da irrigação na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins.** 2007. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2007.

LUCAS, A. A. T.; MOURA, A. S. A.; AGUIAR NETO, A. de. O.; FACCIOLI, G. G.; SOUSA, I. F. de. Qualidade da água no Riacho Jacaré, Sergipe Brasil usada para irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura irrigada,** v. 8, n. 2, p. 98-105, mar-abr. 2014.

MA, L.; YANG, S.; SIMAYI, Z.; GU, Q.; LI, J.; YANG, X.; DING, J. Modeling variations in soil salinity in the oasis of Junggar Basin, China. **Land Degradation Development**. v. 29, p. 551-562, 2018.

MACHADO, R. M. A.; SERRALHEIRO, R. P. Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization. **Horticulturae**. v. 3, n. 30, may. 2017.

MACHADO, R.; AGUIAR NETTO, A. de. O.; CAMPECHE, L. F. de. S. M.; BARROS, A. C. Efeito da Salinidade em Características Físico-Hídricas em Solos Salino-Sodilizados no Perímetro Irrigado Jabiberi-SE. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. v. 1, n. 1, p. 15 - 19, 2007.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. de.; OLIVEIRA, M. de. Classificação da Água de Irrigação Utilizando Quatro Metodologias de Cálculo para a Razão de Adsorção de Sódio - II. Região do Baixo Açu, Rio Grande do Norte. **Caatinga**. v. 11, n. 1/2, p. 47 - 52, dez. 1998.

MARTINS, M. A.; OLIVEIRA, R. A. de. Drenagem. In: BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8 ed. Viçosa: Ed. UFV, 2006. chap. 11, p. 571-655.

MELLO, M. P.; PETERNELLI, L. A. **Conhecendo o R: uma visão mais que estatística**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2013. p. 222.

MENESES, T. N.; LIMA, I. da. S.; AGUIAR NETO, A. de. O.; PEREIRA, F. A. de. C.; CARVALHO, C. M. de. Desempenho do sistema de irrigação por microaspersão, no perímetro irrigado Jacaré Curitiba-SE. **III INOVAGRI International Meeting**. Fortaleza-CE. p. 1767-1776. 2015.

MIRANDA, M. A.; OLIVEIRA, E. E. M.; SANTOS, K. C. F. dos.; FREIRE, M. D. G. dos.; ALMEIDA, B. G. de. Condicionadores químicos e orgânicos na recuperação de solo salino-sódico em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 5, p. 484-490. 2011.

MOBÜS, G. – 2003 – Qualigraf: softwewere para interpretação de análises físico-químicas, versão Beta. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME. Fortaleza. Download do programa a partir da página: www.funceme.br.

MODESTO, F. S.; AGUIAR NETO, A. de. O. Perfil da agricultura e do/a agricultor/a no perímetro irrigado Jacaré-Curitiba - SE. *In*: COSTA, P. R. S. M.; AGUIAR NETO, A. DE. O. **Lugares, potencialidades e resistências: Terra e povo no São Francisco**. Editora Criação: Aracaju, 2018. chap. 6, 133-147.

NASCIMENTO, D. M. A importância da qualidade da água para seu uso na irrigação. **Boletim do Tempo Presente**. v. 9, n. 1, p. 70 - 92, jan - jun. 2020.

OLIVEIRA JUNIOR, R. F. de.; LEMOS FILHOS, L. C. de. A.; BATISTA, R. O.; FERREIRA, L. L. N.; COSTA, L. R. da.; CAMINHA, M. P. Multivariate Statistics Applied To Irrigation Water Quality Data of a Watershed in the Semiarid Region of Brazil. **Rev. Caatinga**. v. 34, n. 3, p. 650 - 658, jul - set. 2021.

PEDROTTI, A.; CHAGAS, R. M.; RAMOS, V. C.; PRATA, A. P. do. N.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, P. B. dos. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**. v. 19, n. 2, p. 1308-1324, mai-ago. 2015.

PESSOA, L. G. M.; FREIRE, M. B. G. dos. S.; ARAÚJO FILHO, J. C. de.; SANTOS, P. R. dos.; MIRANDA, M. F. A.; FREIRE, F. J. Characterization and Classification of Halomorphic Soils in the Semiarid Region of Northeastern Brazil. **Journal of Agricultural Science**. v. 11, n. 4, mar. 2019.

PONTES, A.G.V.; GADELHA, D.; FREITAS, B.M.C.; RIGOTTO, R.M.; FERREIRA, M.J.M. Os perímetros irrigados como estratégia geopolítica para o desenvolvimento do semiárido e suas implicações à saúde, ao trabalho e ao ambiente. **Ciência saúde coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3213-3222, 2013.

QADIR, M. et al. Uso agrícola de água de qualidade marginal - oportunidades e desafios. **Water for Food Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture**. p. 425-458, 2013.

R Core Team (2020). R: A Language and environment for statistical computing. (Version 4.0) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from MRAN snapshot 2020-08-24).

RAJKUMAR, R. H.; NEMICHANDRAPPA, M.; ANILKUMAR. T.; DANDEKAR; AYYANAGOWDAR, M. S.; POLISGOWDAR, B.S.; SATYANARAYANA R. A. O.; VISHWANATHA, J. Effect of different irrigation methods and saline water on soil properties in tomato (*Solanum lycopersicum*) crop under vertisols of Tungabhadra project command. **International Journal of Chemical Studies**. v. 7, p. 4, p. 2952-2957, 2019.

RIBEIRO, Giorgio M.; MAIA, Celsemy E.; MEDEIROS, José F. de. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 15-22, 2005.

RIBEIRO, M. R.; RIBEIRO FILHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T. Origem e classificação dos solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. da. S.; LACERDA, C. F. de.; GOMES FILHO, E. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados**. 2 ed. Fortaleza-CE, 2016. chap. 2, p. 9-16.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: USSS, 1954. 160p.

RIGOTTO, M.R.; FREITAS, B.M.C.; MAIA, R.; GADELHA, D.; PONTES, A.; TEIXEIRA, M.; COSTA, D.; ROCHA, M.; FERREIRA, M.; MONTEZUMA, T. Perímetros irrigados e direitos violados no Ceará e no Rio Grande do Norte: “Porque a água chega e a gente tem que sair?”. **Revista Pegada**. 17(2): 123 – 137. 2016.

RUIZ, H. A.; SAMPAIO, R. A. Características da solução drenada de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 56, n.5, p. 634-639, set/out, 2009.

SÁ, F. V. DA. S.; BRITO, M. E. B.; SILVA, L. DE. A.; MOREIRA, R. C. L.; FERNANDES, P. D.; FIGUEIREDO, L. C. DE.; MELO, A. S. DE.; PAIVA, E. P. DE. Sorghum (*Sorghum bicolor*) physiology and phytomass in saline-sodic soil treated with amendments and single superphosphate. **Australian Journal of Crop Science**. v. 11, n. 10, p. 1290-1296, 2017.

SALES, J. M. de. J.; AGUIAR NETO, A. de. O.; MONTEIRO, A. S. C.; CARVALHO, M. de. C. Variabilidade espaço-temporal da qualidade da água em área de agricultura irrigada. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 14, n. 3, p. 4071 - 4085, mai - jun. 2020.

SALES, J. M. de. J.; BARRETO, S. da. S.; AGUIAR NETO, A. DE. O. Caracterização da bacia escola Jacaré-Curitiba, em Poço Redondo-SE. In: COSTA, P. R. S. M.; AGUIAR NETO, A. DE. O. **Lugares, potencialidades e resistências: Terra e povo no São Francisco**. Editora Criação: Aracaju, 2018. chap. 5, 111-129.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á.; LUMBREAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 532 p.

SANTOS, J. S. S.; LUCAS, A. A. T. Diagnóstico da salinização ocorrente no solo do Perímetro Irrigado Jacaré-Curitiba do território do Alto Sertão Sergipano. *In: AGUIAR NETO, A. DE. O.; SANTANA, N. R. F. Contexto socioambiental das águas do Rio São Francisco*. Editora UFS: São Cristóvão, 2015. chap. 3, p. 253-273.

SATORRA, Albert; BENTLER, Peter. Scaling corrections for statistics in covariance structure analysis. 1988.

SERGIPE. **Em visita a perímetros irrigados no Alto Sertão, ministra Tereza Cristina recebe demandas do Governo, Prefeituras, agricultores e ambientalistas**. Sergipe, 2019. Disponível em: <https://www.se.gov.br/noticias/agricultura/em-visita-a-perimetros-irrigados-no-alto-sertao-ministra-tereza-cristina-recebe-demandas-do-governo-prefeituras-agricultores-e-ambientalistas>. Acesso em: 02 fev. 2020.

SHYAMALA, G.; KUMAR, K. R.; GOBINATH, R.; SARAVANAKUMAR, N. Suitability Evaluation of Groundwater Quality for the Intent of Irrigation. **Nature Environment and Pollution Technology**. v. 20, n. 2, p. 793 - 799. 2021.

SILVA, A. J.; AGUIAR NETTO, A. DE. O.; LUCAS, A. A. T.; ARAÚJO, R. R. DE. Recuperação de solo salino-sódico no semiárido brasileiro. *In: AGUIAR NETTO, A. DE. O.; LIMA, A. K. V. DE. O.; SANTOS, T. I. S. Opará*. 1. ed. Aracaju, SE: Editora Criação, 2019. chap. 7, p. 135-145.

SILVA, A. J.; AGUIAR NETTO, A. DE. O.; LUCAS, A. A. T.; ARAÚJO, R. R. DE.; SOUSA, A. F. DE. Reduction of salinity and sodicity of saline-sodic soils under filed condition in Brazilian semi-arid region. **Scientia Plena**. v. 16, n. 9, p. 01 - 14. 2020.

SILVA, F. C. da. Manual de análise química de solos, plantas e fertilizantes. *In: EMBRAPA Informação Tecnológica*. Brasília, DF: Editora EMBRAPA, 2 ed. 2009. p. 627.

SILVA, I. N.; FONTES, L. de. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B. de.; OLIVEIRA, A. C. de. Qualidade de água na irrigação. **ACSA - Agropecuária Científica no Semi-árido ISSN**. v. 7, n. 3, p. 01 - 15, jul - set. 2011.

SILVA, M. R. M. da.; OLIVEIRA, de. F. A.; CAVALCANTE, L. F.; SOUTO, A. G. de. L.; DIAS, J. A.; BEZERRA, F. T. C. Salinidade e Composição Catiônica do Lixiviado de um Solo Salino-Sódico Tratado com Vinhaça. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. v. 12. n. 5, p. 2834 - 2844, jul - ago. 2018.

SILVA, N. M. L. da.; BARROS, M. de. F. C. B.; FONTENELE, A. J. P. B.; VASCONCELOS, R. R. A. de.; FREITAS, B. L. Q. de. O.; SANTOS, P. M. dos. Application

of gypsum requirement levels and water depth for correction the sodicity and salinity of saline-sodic soils. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 2, p. 147-153, 2014.

SILVA, T. L. Qualidade da água residuária para reuso na agricultura irrigada. **Irriga**. Botucatu, v. 1, n. 1, p. 101-111, set. 2018.

SILVEIRA, K. R. DA.; RIBEIRO, M. R.; OLIVEIRA, L. B. DE.; HECK, R. J.; SILVEIRA, R. R. DA. Gypsum-saturated Water To Reclaim Alluvial Saline Sodic And Sodic Soils. **Scientia Agricola: Piracicaba**. v. 65, n. 1, p.69-76, jan. 2008.

SILVEIRA, R. N. C. M.; PEIXOTO, F. DA. S.; COSTA, R. N. T.; CAVALCANTE, I. N. Efeitos Da Seca Em Perímetros Irrigados No Semiárido Brasileiro. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**. v. 41, n. 2, p. 268-275. 2018.

SINGH, A.; PANDA, S. N.; FLUGEL, W. A.; KRAUSE, P. Waterlogging And Farmland Salinisation: Causes And Remedial Measures In An Irrigated Semi-arid Region Of India. **Irrigation And Drainage**. v. 61, p. 357-365. 2012.

SINGH, Y. P.; MISHRA, V. K.; SINGH, S.; SHARMA, D. K.; SINGH, D.; SINGH, U. S.; SINGH, R. K.; HAEFELE S. M.; ISMAIL, A. M. Productivity of sodic soils can be enhanced through the use of salt tolerant rice varieties and proper agronomic practices. **Field Crops Research**. v. 190, p. 82–90. 2016.

SOBRAL, L. F.; BARRETO, M. C. de. V.; SILVA, A. J. da.; ANJOS, J. L. dos. Guia prático para interpretação de resultados de análise de solos. In: **EMBRAPA Tabuleiros Costeiros**. Aracaju, SE: Editora EMBRAPA, 2 ed. 2015. p. 15.

SU, N.; BETHUNE, M.; MANN, L.; HEUPERMAN, A. Simulating water and salt movement in tile-drained fields irrigated with saline water under a Serial Biological Concentration management scenario. **Agricultural Water Management**, v. 78, p. 165–180, 2005.

SUDENE. **Nova delimitação do semiárido**. 2017. Disponível em: <http://sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido>. Acesso em: 23 de dec. 2019.

TALEI, D.; KADIR, M. A.; YUSOP, M. K.; VALDIANI, A.; ABDULLAH, M. P. Salinity effects on macro and micronutrients uptake in medicinal plant King of Bitters (*Andrographis paniculata* Nees.). **PantOmicJournal**, v. 5, n. 3, p. 271-278. 2012.

TAVARES FILHO, A. N.; BARROS, M. de. F. C.; ROLIM, M. M.; SILVA, Ê. F. de. F. Incorporação de gesso para correção da salinidade e sodicidade de solos salino-sódicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande - PB, UAEA/UFCG. v. 16, n.3, p.247, 2012.

TEJADA, M.; GARCIA, C.; GONZALEZ, J. L.; HERNANDEZ, M. T. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 38, p. 1413-1421. 2006.

TROLEIS, A. L.; SILVA, B. L. da. Do Polígono Das Secas À Vulnerabilidade Ao Colapso Hídrico: Uma Análise Do Território Do Rio Grande Do Norte. **Revista GeoSertões** (Unageo/CFP-UFCG). vol. 3, n. 5, jan./jun. 2018.

UANHORO, J. O. Effect size calculators. Availble online at: <https://effect-size-calculator.herokuapp.com/>(accessed Out 24, 2021), 2017.

VASCONCELOS, M. da. C. da. C. de. A. Salinização de solos em áreas irrigadas: Aspectos físicos e químicos. **ACSA – Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, p. 20-25, jan-mar. 2014.

VASCONCELOS, R. R. A. de.; GRACIANO, E. S. A.; FONTENELE, A. J. P. B.; CORDEIRO NETO, A. T.; BARROS, M. de. F. C. Qualidade da água drenada e desenvolvimento do feijão-caupi em solos salino-sódicos após uso de gesso associado à lâmina de lixiviação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. v.10, n.3, p. 640 - 650, mai-jun. 2016.

VIANA, J. M.; SANTOS, M. D. S. **Gestão, operação e manutenção de perímetros irrigados**. Fortaleza: INOVAGRI/IFCE, 2016. 29p.

WANG, X.; YANG, J.; LIU, G.; YOA, R.; YU, S. Impact of irrigation volume and water salinity on winter wheat productivity and soil salinity distribution. **Agricultural Water Management**. v. 149, p. 44-54, 2015.

WANG, Y.; DENG, C.; LIU, Y.; NIU, Z.; LI, Y. Identifying change in spatial accumulation of soil salinity in an inland river watershed, China. **Science of the Total Environment**. v. 621, p. 177–185, 2018.

WICKE, B.; SMEETS, E. DORNBURG, V.; VASHEV, B.; GAISER, T.; TURKENBURG, W.; FAAIJ, A. The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils. **Energy & Environmental Science**. v. 4, p. 2669 - 2681, 2011.

XIAO, K.; YU, L.; XU, J.; BROOKES, P. C. pH, nitrogen mineralization, and KCl extractable aluminum as affected by initial soil pH and rate of vetch residue application: results from a laboratory study. **Journal of soil and sediments**, v. 14, n. 10, p. 1513-1525, 2014.

XINLIN, H.; HONGGUANG, L.; JIANWEI, Y.; GUANG, Y.; MINGSI, L.; PING, G.; AIMAITI, A. Comparative investigation on soil salinity leaching under subsurface drainage and ditch drainage in Xinjiang arid region. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**. v. 9. nov. 2016.

YU, P.; LIU, S.; YANG, H.; FAN, G.; ZHOU, D. Short-term land use conversions influence the profile distribution of soil salinity and sodicity in northeastern China. **Ecological Indicators**. v. 88, p. 79-87. 2018.

ZHAI, Y.; YANG, Q.; WU, Y. Soil Salt Distribution and Tomato Response to Saline Water Irrigation under Straw Mulching. v. 2, nov. 2016.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165985>.

ZHAO, Y.; WANG, S.; LI, Y.; LIU, J.; ZHUO, Y.; CHEN, H.; WANG, J.; XU, L.; SUN, Z. Extensive reclamation of saline-sodic soils with flue gas desulfurization gypsum on the Songnen Plain, Northeast China. **Geoderma**. v. 321, p. 52–60. 2018.

ZHOU, H. LI, WEIHONG. The effects of oasis ecosystem hydrological processes on soil salinization in the lower reaches of the Tarim River, China. **Ecohydrology**. v. 6, n. 6 p. 1009-1020. 2013.