



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
NÚCLEO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

RAFAELA DANTAS DE LUCENA

**MOBILIDADE DE ÍONS EM PLANOSSOLO SÓDICO COM A APLICAÇÃO
DE EFLUENTE DE LAGOA DE MATURAÇÃO**

Caruaru

2019

RAFAELA DANTAS DE LUCENA

**MOBILIDADE DE ÍONS EM PLANOSSOLO SÓDICO COM A APLICAÇÃO
DE EFLUENTE DE LAGOA DE MATURAÇÃO**

Dissertação de Mestrado
apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil e
Ambiental da Universidade Federal
de Pernambuco, como requisito
parcial para a obtenção do título de
Mestre em Engenharia Civil e
Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia
Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a Kenia Kelly Barros Silva

Caruaru

2019

L935m	Lucena, Rafaela Dantas de. Mobilidade de íons em planossolo sódico com a aplicação de fluente de lagoa de maturação. / Rafaela Dantas de Lucena. – 2019. 81 f.; il.: 30 cm. Orientadora: Kenia Kelly Barros da Silva. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2019. Inclui Referências. 1. Solos - Lixiviação. 2. Águas residuais – Aspectos ambientais - Pernambuco. 3. Nitrogênio. 4. Fósforo. 5. Alface - Pernambuco. 6. Irrigação agrícola - Pernambuco. I. Silva, Kenia Kelly Barros da (Orientadora). II. Título.
	CDD 620 (23. ed.) UFPE (CAA 2019-171)

RAFAELA DANTAS DE LUCENA

**MOBILIDADE DE ÍONS EM PLANOSSOLO SÓDICO COM A APLICAÇÃO
DE EFLUENTE DE LAGOA DE MATURAÇÃO**

Dissertação ou Tese apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil e Ambiental da
Universidade Federal de
Pernambuco, como requisito parcial
para a obtenção do título de Mestre
em Engenharia Civil e Ambiental

Aprovada em: 23/05/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Kenia Kelly Barros da Silva (Orientador)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Simone Machado Santos (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (Examinador Externo)

Universidade Federal de Pernambuco

Dedico este trabalho a Deus que me abençoou em toda minha caminhada, ao meu esposo, aos meus pais, a minha irmã e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço infinitamente a Deus pela graça de está sempre presente em minha vida, me proporcionando momentos bons e ruins, mas nunca me deixando desistir e perder as esperanças. A Virgem Maria por sua interseção, por ser minha luz quando as trevas se faziam presente.

Ao meu esposo, Anderson da Rocha Gomes, por sempre está ao meu lado, me impulsionando a ir sempre mais alto, por aprender a fazer parte dos meus sonhos e compartilhando cada conquista.

Aos meus pais, Carlos Roberto de Lucena e Ivani Dantas Vieira de Lucena, que lutaram para me dar a melhor educação, que são meus exemplos de vida. Gratidão á minha mãe por sempre saber me acalmar e fortalecer a cada dificuldade e a meu pai por nunca desistir de me ensinar os verdadeiros valores.

A minha irmã, Beatriz Dantas de Lucena, pelo apoio, carinho, dedicação e por sempre acreditar que sou capaz de superar os desafios surgidos.

A minhas avós, Ildeci Dantas e Maria do Carmo (*in memoriam*), sempre me mostrando que a maior riqueza de uma pessoa é aquela invisível aos olhos humanos.

A minha orientadora, Kenia Kelly Barros, pela confiança, apoio, paciência e compartilhamento de conhecimento, sem ela esse trabalho não obteria êxito. Pessoa que me espelho profissionalmente, sempre demonstrou dedicação, paciência e sabedoria em sua carreira acadêmica.

A equipe do LEA, que me acolheram, me ajudaram, tiveram paciência, me ensinaram os procedimentos do laboratório, contribuindo para esse trabalho. Em especial aos meus colegas de pesquisa que muito me ajudaram, Luan Jhonatan e Valdomiro Junior, pelo apoio, paciência e amizade.

Aos meus amigos que tanto me incentivaram, presentes ou não, mas não mediram esforços para me impulsionar nessa caminhada. Aos meus presentes de caminhada acadêmica Maylon e Anny, pelo suporte e companheirismo, a vocês meu muito obrigado.

Aos amigos de caminhada, do TLC, que sempre torceram e me impulsionaram a não desistir, me mostraram que os obstáculos por maior pareçam não são impossíveis para Deus.

Enfim, obrigada a todos que estiveram ao meu lado, dando incentivo nos momentos difíceis e compartilhando as alegrias e vitórias, sempre confiando no meu potencial.

RESUMO

A agricultura irrigada é a maior consumidora de água doce do mundo, responsável por 69% de todo o consumo de água. Uma forma de reduzir esse consumo, é o uso de águas residuais tratadas na agricultura irrigada. A aplicação controlada dessas águas pode atuar como um insumo de macro e micronutrientes às culturas, o que também favorece uma economia no uso de fertilizantes inorgânicos. O presente trabalho objetivou estudar a mobilidade de íons presentes no efluente de lagoa de maturação na matriz de um planossolo sódico da região do agreste de Pernambuco, por meio de colunas de solo, e a absorção de nutrientes com o uso de alface como bioindicador. O experimento foi dividido em duas etapas, em que: na primeira etapa, as colunas de solo foram submetidas a irrigações diárias, divididas em cinco tratamentos (água de abastecimento, solução nutritiva, efluente tratado não diluído, efluente diluído a 50%, efluente diluído a 25 %), e avaliado o solo nas profundidades de 0-20cm e 20-40 cm; na segunda etapa, foi realizado o plantio do alface e este irrigado com os mesmos tratamentos da primeira etapa, para avaliar a fertilidade do solo após as irrigações. Os resultados revelaram que todos os tratamentos aumentaram bastante a quantidade de nitrato e fósforo no solo, após a aplicação das soluções de irrigação nas colunas, com destaque para a solução nutritiva e o efluente doméstico tratado não-diluído, cujas concentrações iniciais eram de 23,3 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ e 62 mg $\text{P} \cdot \text{dm}^{-3}$, respectivamente, e após a aplicação da solução nutritiva e do efluente doméstico tratado não-diluído, as concentrações de NO_3^- e P passaram a ser 115,88 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ e 151,67 mg $\text{P} \cdot \text{dm}^{-3}$, e 35,77 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{kg}$ e 108,67 mg $\text{P} \cdot \text{dm}^{-3}$, respectivamente. O efluente tratado utilizado, não só melhorou a fertilidade do solo, como também se mostrou semelhante aos resultados obtidos pela solução nutritiva. No entanto, foi possível constatar também que teores de fósforo acima de 90 mg. dm^{-3} prejudicou o desenvolvimento da planta.

Palavras-chave: Lixiviado. Colunas de solo. Nitrogênio. Fósforo. Alface.

ABSTRACT

Irrigated agriculture is the largest freshwater consumer in the world, accounting for 69% of all water consumption. One way to reduce this consumption is use treated wastewater in irrigated agriculture. Controlled application of these waters can act as macro and micronutrient input to crops, which also favors an economy in the use of inorganic fertilizers. The present work aimed to study the mobility of ions present in the maturation pond effluent in the matrix of a sodium planosol from the agrest region of Pernambuco, through soil columns, and nutrient uptake using lettuce as a bioindicator. The experiment was divided into two stages, where: in the first stage, the soil columns were subjected to daily irrigation, divided into five treatments (supply water, nutrient solution, undiluted treated effluent, 50% diluted effluent, diluted effluent 25%), and evaluated the soil at depths of 0-20cm and 20-40 cm; In the second stage, lettuce was planted and irrigated with the same treatments as the first stage, to evaluate soil fertility after irrigation. The results revealed that all treatments significantly increased the amount of nitrate and phosphorus in the soil after the application of irrigation solutions to the columns, especially the nutrient solution and the undiluted treated domestic effluent, whose initial concentrations were 23,3 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ and 62 mg $\text{P} \cdot \text{dm}^{-3}$, respectively, and after application of the nutrient solution and undiluted treated domestic effluent, NO_3^- and P concentrations were 115.88 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ and 151.67 mg $\text{P} \cdot \text{dm}^{-3}$, and 35.77 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ and 108.67 mg $\text{P} \cdot \text{dm}^{-3}$, respectively. Not only did the treated effluent improve soil fertility, but it was similar to the results obtained by the nutrient solution. However, it was also found that phosphorus contents above 90 mg $\cdot \text{dm}^{-3}$ impaired plant development.

Keywords: Leachate. Soil columns. Nitrogen. Phosphorus. Lettuce.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS.....	12
2.1	GERAL.....	12
2.2	ESPECÍFICOS.....	12
3	REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1	ALTERNATIVA DE REUSO DO EFLUENTE DOMESTICO TRATADO.....	13
3.2	ADEQUAÇÃO DE EFLUENTE TRATADO PARA AGRICULTURA.....	15
3.3	DIRETRIZES E TÉCNICAS PARA O USO DO EFLUENTE TRATADO.....	17
3.4	PROCESSO DE INTERAÇÃO DE METAIS NO SOLO	19
3.5	ACÚMULO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO NO SOLO.....	22
3.6	USO DE COLUNAS DE SOLO NA ANÁLISE DA LIXIVIAÇÃO.....	24
3.7	USO DO ALFACE COMO BIOINDICADOR.....	25
4	METODOLOGIA.....	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	34
5.1	QUALIDADE FÍSICO QUÍMICA DAS ÁGUAS DE IRRIGAÇÃO.....	34
5.2	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO RECOLHIDO NAS PROFUNDIDADES DE (0-20) CM E (20-40) CM.....	37
5.3	CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO SOLO.....	44
5.4	CARACTERIZAÇÃO FINAL DO SOLO, APÓS APLICAÇÃO DAS SOLUÇÕES DE IRRIGAÇÃO.....	46
5.5	CARACTERIZAÇÃO DA ALFACE USADO COMO BIO-INDICADOR	67
6	CONCLUSÃO.....	71
	REFERÊNCIAS.....	73

1 INTRODUÇÃO

O reuso do esgoto tratado pode ser uma fonte alternativa de água, matéria orgânica e nutrientes, com possibilidades de assegurar e incrementar a produção agrícola durante as estiagens prolongadas, em especial ao nível da agricultura familiar, contribuindo para a fixação do homem no campo (Lima, 2012). Porém, existem outros pontos a serem considerados no reuso de águas residuais domésticas tratadas na agricultura, como por exemplo, a presença de patógenos e de metais pesados nessas águas, o que pode provocar problemas nutricionais e de contaminação. Assim, antes de realizar a aplicação das águas residuais tratadas ao solo, é necessário realizar um estudo prévio e ver a sustentabilidade econômica e ambiental do reuso agrícola de desses resíduos (PIRES, 2018)

Nesse contexto, os fatores que justificam o uso desses efluentes em fertirrigação são a conservação da água disponível, a presença de matéria orgânica, possibilidade do aporte de nutrientes, além da preservação do meio ambiente (dos SANTOS *et al.*, 2010). Assim, a utilização agrícola dos efluentes domésticos tratados surge como alternativa para seu descarte, com o benefício da reciclagem de nutrientes para as culturas (CAVALLET *et al.* 2006).

Por outro lado, a assimilação de matéria orgânica e nutrientes pode causar impactos ambientais negativos, sendo necessário verificar o comportamento dos íons no solo, a fim de evitar problemas estruturais e toxicidade às plantas. Segundo Costa (2002), compreender a distribuição da água e do soluto nas diversas profundidades do solo é de suma importância para prevenir o desequilíbrio de nutrientes no solo, evitando a contaminação de lençóis freáticos e a desestruturação do solo.

O movimento de solutos do solo depende de fatores relacionados às propriedades do meio poroso e suas interações, às propriedades do líquido percolante e às condições ambientais que influenciam os parâmetros de transporte dos solutos (da SILVA *et al.* 2012). Assim, para possibilitar o manejo adequado da fertirrigação com efluentes domésticos tratados, o conhecimento da mobilidade dos íons presentes nos efluentes no solo é de suma

importância para o desenvolvimento das culturas e o equilíbrio químico e estrutural do solo.

Nesse aspecto, o uso de colunas de solo em laboratório, com amostras deformadas ou indeformadas, compõe uma técnica viável e útil para monitorar o deslocamento de compostos no perfil do solo e estimar os parâmetros de transporte de solutos no solo (SILVA, 2013).

A importância do estudo do transporte de solutos no solo reside no fato de que, a partir do conhecimento das propriedades e das interações de determinada substância química com o meio e de sua movimentação e persistência no solo, é possível prever os riscos de contaminação e os impactos que ela pode causar ao meio ambiente.

Desse modo, a presente pesquisa propõe investigar a mobilidade e a lixiviação no solo de íons presentes em efluente de lagoa de maturação, com o uso de alface com organismo bioindicador da fertilidade do solo.

1 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Investigar a mobilidade dos íons presentes em efluentes de lagoa de maturação no solo e a absorção desses íons por plantas, com o uso de alface com organismo bioindicador.

2.2 ESPECÍFICOS

- i. Verificar as alterações nas características químicas do solo após as aplicações dos efluentes tratados.
- ii. Comparar a mobilidade no solo entre os íons presentes no efluente tratado e os íons presentes em uma solução fertilizante NPK.
- iii. Avaliar o efeito no alface das concentrações de nutrientes adsorvidas ao solo, após a aplicação do efluente tratado.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ALTERNATIVA DE REUSO DO EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO

O desenvolvimento agrícola exige novas estratégias no sentido de potencializar a produtividade e minimizar os riscos na produção. Com o aumento da população mundial, a produção de alimentos com base apenas na estação chuvosa não é suficiente. Um dos importantes desafios da agricultura atual é os aumentos da competitividade e da qualidade dos produtos, associados à preservação dos recursos hídricos e do meio ambiente, permitindo benefícios sustentáveis nas explorações agrícolas. Nesse contexto, é importante avaliar e adequar cada um dos fatores que compõem o sistema de produção, incluindo a eficiência e o manejo da água de irrigação (DANTAS *et al.*, 2014).

A irrigação tem sido considerada como a atividade humana com a maior demanda por água, em função do aumento e da evolução tecnológica ocorrida em meados do século passado, podendo chegar à ordem de 80% em relação ao total da demanda hídrica mundial (DANTAS *et al.*, 2014). Nos últimos anos, vem ocorrendo um aumento da utilização de águas residuais para irrigação de culturas agrícolas, tanto em países desenvolvidos quanto em países industrializados.

Segundo a Organização Mundial da Saúde, (WHO,2006), as principais forças que têm impulsionado o aumento do uso de águas residuais são: os aumentos da escassez de água e do estresse hídrico, além da degradação dos recursos hídricos, resultado da disposição inadequada de efluentes *in natura* ou não tratados adequadamente; o crescimento da população e, conseqüente, o aumento da demanda por alimentos; o reconhecimento crescente do valor das águas residuais e dos nutrientes que contêm; os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio, principalmente aqueles que visam à garantia da sustentabilidade ambiental e a eliminação da pobreza e da fome, traçados pela ONU (Organização das Nações Unidas).

A reutilização de água ou o uso de águas residuárias não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos. Existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na

irrigação (COSTA, et al., 2009). No entanto, cabe ressaltar que a qualidade da água a ser utilizada na irrigação é importante tanto para a saúde dos agricultores, os quais vão entrar em contato com esse resíduo, quanto para os consumidores dos alimentos irrigados com a “água de reuso”. Nas regiões áridas e semiáridas, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram, continuamente, novas fontes de recursos para complementar à pequena disponibilidade hídrica ainda disponível.

No Brasil, os crescimentos urbano e industrial têm causado, dentre outros problemas ambientais, a poluição dos cursos de água pela eliminação de esgotos não-tratados. Assim, é preocupante a contaminação das águas superficiais por resíduos produzidos nos diversos segmentos das atividades humanas, tornando-se necessário o desenvolvimento de tecnologias que reduzam a produção desses resíduos e busquem formas de utilizar e ou transformá-los, sem promover mais passivos ambientais (FIGUEIREDO, 2010).

As águas utilizadas na irrigação são cada vez mais escassas e de má qualidade no mundo. Essa realidade demanda uma busca por técnicas de adaptação dos métodos de irrigação existentes e amplamente difundidos às condições atuais e futuras de escassez de água. Diante desse panorama, é clara a necessidade de se utilizar esse recurso natural com maior racionalidade, seja através de formas que permitam um aproveitamento mais eficiente da água em diversas atividades humanas, como a busca por fontes alternativas de água para irrigação (DUARTE, 2006).

A escassez de recursos hídricos e o aumento dos conflitos pelo uso da água geraram a emergência da conservação e do tratamento e reuso desses, como componentes formais da gestão de recursos hídricos. Os benefícios inerentes à utilização de água recuperada para usos benéficos, ao contrário de disposição ou descarga, incluem preservação de fontes de qualidade elevada, proteção ambiental e benefícios econômicos e sociais (LIMA *et al.*, 2012).

Qualquer que seja a forma de reuso empregada, é fundamental observar que os princípios básicos que devem orientar essa prática são: preservação da

saúde dos usuários, preservação do meio ambiente, atendimento consistente às exigências de qualidade relacionadas ao uso pretendido e proteção dos materiais e equipamentos utilizados nos sistemas de reuso (LIMA *et al.*, 2012)

3.2 ADEQUAÇÃO DE EFLUENTE TRATADO PARA AGRICULTURA

A composição média do esgoto aponta para uma mistura de água (99,9%) e sólidos (0,1%), sendo que, do total de sólidos, 70% são orgânicos (proteínas, carboidratos, gorduras) e 30% inorgânicos (partículas minerais, sais e metais). Durante o processo de tratamento, ocorre a separação das frações sólida e líquida. O tratamento de esgotos resulta na produção de um lodo rico em nutrientes e matéria orgânica, denominado lodo de esgoto (ALMEIDA, 2010).

Os esgotos apresentam microrganismos patogênicos tais como, fungos, bactérias e vírus que podem causar enfermidades agudas ou crônicas. Dentre as enfermidades agudas, predominam as doenças infecciosas diarreicas, hepáticas e respiratórias. As doenças crônicas são representadas principalmente pela asma brônquica e pela alveolite alérgica. A presença e os níveis de patógenos no esgoto dependem, naturalmente, dos níveis de infecção da população contribuinte, ou seja, da população assistida pela rede de esgoto (ALMEIDA, 2010).

O processo convencional de tratamento de esgotos produz sólidos durante a sedimentação primária e no tratamento biológico. Esses sólidos contêm vários produtos orgânicos e inorgânicos, tais como a biomassa produzida pela conversão biológica de compostos orgânicos, escumas, óleos e graxas, nutrientes (N e P), metais pesados, compostos orgânicos sintéticos, patógenos, dentre outros. Os sólidos são posteriormente estabilizados para reduzir a matéria orgânica, eliminar odores ofensivos e baixar o nível de patógenos (HONG *et al.* 2003).

Pode-se, então, separar o tratamento de esgoto domiciliar em 4 níveis básicos: preliminar, primário, secundário, terciário ou pós-tratamento. Cada um deles têm, respectivamente, o objetivo de remover sólidos suspensos (lixo,

partículas minerais) e sólidos dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos.

Os esgotos domésticos têm composição complexa, a qual varia de acordo com os hábitos da população e oferta de água pelo sistema de abastecimento, como por exemplo: compostos orgânicos de cadeia longa; carboidratos; proteínas; lipídeos; aminoácidos; metais; bactérias; vírus e protozoários. Com vistas à utilização dos esgotos tratados na agricultura, é importante que seja promovida a remoção da maior parcela da matéria orgânica (estabilização), para evitar a proliferação de maus odores e vetores transmissores de doenças, e de microrganismos patogênicos (SILVA, 2009)

Lagoas de estabilização, por exemplo, são adequadas para países em desenvolvimento, pois demandam por áreas consideráveis, praticamente não demandam energia elétrica e não requerem equipamentos eletromecânicos sofisticados, baixa produção de sólidos, quando comparada com os sistemas aeróbios de tratamento de esgotos. Cabe referir que o efluente final, tratado por esse processo de tratamento, é rico em fósforo (P) e nitrogênio (N), e que em períodos de verão carregam grandes concentrações de algas. Na saída das lagoas, podem ser adotadas instalações para remoção parcial das algas no efluente final (GEHLING, 2017).

As lagoas de maturação são geralmente usadas como unidade de polimento do efluente. Através de processos naturais e eficientes de redução de organismos patogênicos. Essas lagoas são sistemas capazes de produzir efluente com qualidade adequada para o reuso em irrigação irrestrita, sem a necessidade de uma etapa adicional de desinfecção (SAMPAIO e MENDONÇA, 2006).

A real efetividade das lagoas de maturação na remoção de organismos patogênicos é convenientemente avaliada através do decaimento dos coliformes fecais (CF). Este tipo de lagoa possui baixa profundidade (em torno de 1,5 m) devido à necessidade de incidência da radiação ultravioleta sobre a mesma para eliminar patógenos, e desta forma favorecer a produtividade de algas e conseqüentemente de altíssimas concentrações de oxigênio (LIMA *et al.*, 2012)

Estudos de MAYNARD *et al.* (1999), falam da importância do tratamento de esgotos sanitários em lagoas terciárias para o reuso do efluente tratado na irrigação, já que este possui uma satisfatória remoção de patógenos. Para esses autores, entre os parâmetros físico-químicos estudados em lagoas terciárias para verificar a remoção de microrganismos patogênicos, o pH, a concentração de oxigênio dissolvido, a luminosidade e a profundidade possuem uma grande importância.

3.3 DIRETRIZES TÉCNICAS PARA O USO DO EFLUENTE TRATADO

As lagoas de estabilização são bem aceitas quando se trata da remoção de agentes microbiológicos, dentre outros parâmetros, sendo considerada uma das principais formas de tratamento de águas residuais para fins agrícolas, sendo reconhecida pela OMS como uma das melhores formas de tratamento para reuso de água com a finalidade de irrigação de culturas agrícolas. Além disso, essas lagoas têm a vantagem, em relação ao tratamento convencional, de serem econômicas e de fácil operação e manutenção, por ter baixo custo financeiro, são apontadas como alternativas de tratamento e de reuso de água para países em desenvolvimento (WHO, 2006).

As diretrizes estabelecidas têm a finalidade de proporcionar informação e orientação a autoridades governamentais, para, assim, auxiliar nas tomadas de decisões relativas à proteção da saúde pública e do meio ambiente. A OMS faz algumas recomendações em relação ao uso das águas residuais para fins agrícolas, destacando a importância da qualidade biológica dos efluentes utilizados na irrigação, com a finalidade de diminuir as probabilidades de propagação de patógenos, evitando diferentes doenças. Diversas formas de tratamento de efluentes são utilizadas para que atinjam o enquadramento de qualidade indicado pela OMS (WHO, 2006).

Além dos parâmetros biológicos, os parâmetros químicos também devem ser considerados quando se trata de utilização de água residual para irrigação. Diversos parâmetros químicos são de extrema importância para a agricultura, tendo papel fundamental na produtividade, qualidade das culturas, manutenção da capacidade produtiva do solo e proteção do meio ambiente e da saúde dos

consumidores finais, sendo eles, principalmente, os sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica, adsorção de sódio, íons específicos, elementos traço e metais pesados (LIMA *et al.*, 2012)

De acordo com (EMBRAPA, 2010), o conjunto de parâmetros a serem considerados na avaliação de qualidade de água para a irrigação deve contemplar o conjunto de características físicas, químicas e biológicas que definem sua adequação ou não para o uso. O cuidado com qualidade da água de irrigação reflete nos desempenhos das culturas que a receberão. Na Tabela 1 estão descritos os intervalos desejáveis dos parâmetros das águas de irrigação.

Tabela 1 – Intervalos dos parâmetros nas águas de irrigação

Parâmetros	Unidade	Quantidade
Condutividade Elétrica	dS.m ⁻¹	0 - 3,00
Sais Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	0 – 2000,00
Cálcio		0 - 400,08
Magnésio		0 - 60,80
Sódio		0 - 919,60
Carbonatos		0 – 3,00
Sulfatos		0 - 960,60
Nitrogênio Amoniacal		0 – 5,00
Nitrato		0 – 10,00
Fósforo		0 – 2,00
pH	-	6 - 8,50
Razão de adsorção de sódio	(nmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0 – 15,00

Fonte: EMBRAPA, 2010

No Brasil, não existem normas e padrões técnicos específicos para regulamentar e direcionar, a nível nacional, o reuso de águas residuais, provavelmente devido à falta de tradição quanto à aplicação desta prática.

No entanto, a NBR 13.969 (1997) trata de providências e cuidados, além de fornecer instruções a respeito do esgoto de origem doméstica. Tal norma foi elaborada com o objetivo de oferecer alternativas técnicas mais viáveis para proceder ao tratamento complementar e disposição final do efluente de usuários do sistema local de tratamento de esgotos, o qual possui tanque séptico como unidade preliminar. Sendo assim, a norma veio como uma alternativa paralela ao sistema convencional de saneamento, visando contribuir para a evolução do saneamento básico e a proteção ao meio ambiente. A

norma também cita que esse efluente pode ser reutilizado para fins, em que não se exija o uso de água potável, desde que seja sanitariamente seguro, como por exemplo, lavagem de pisos e veículos, descarga de vasos sanitários e irrigação de jardins (ABNT, 1997).

Outras Normas Técnicas, a nível estadual, também estabelecem diretrizes para a correta reutilização de efluentes tratados, a exemplo da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que publicou a Norma CETESB P4.231, de dezembro de 2006, com o objetivo de estabelecer critérios e procedimentos para o armazenamento, transporte e aplicação da vinhaça gerada pela atividade sucroalcooleira no processamento de cana-de-açúcar, no solo do Estado de São Paulo. Para o estabelecimento desta norma, considerou-se a necessidade de disciplinar os procedimentos, a fim de se evitar a ocorrência de poluição (CETESB, 2006).

Já a Norma CETESB P04.002, de maio de 2010, tem como objetivo estabelecer os critérios e procedimentos para armazenamento, transporte e aplicação, em solo agrícola, de efluentes líquidos e lodos fluidos gerados pela atividade de processamento de frutas cítricas no Estado de São Paulo, de forma a minimizar o risco de poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas (CETESB, 2010).

3.4 PROCESSO DE INTERAÇÃO DOS METAIS NO SOLO

O solo é um meio complexo e heterogêneo, no qual coexistem e interagem os três estados da matéria: sólido, líquido e gasoso. A fase sólida é constituída por substâncias minerais e orgânicas; a fase líquida se refere à água onde se encontram dissolvidos, em quantidades e espécies variáveis com a composição química que o solo apresenta num determinado momento, elementos minerais e compostos orgânicos, e, por último, a fase gasosa, que corresponde ao ar e aos gases produzidos no próprio solo. Portanto, o solo é um sistema complexo que compreende uma variedade de micro habitats com diferentes gradientes físicos e químicos, e condições ambientais descontínuas (CAVINATTO e PAGANINI, 2007).

As alterações nas características do solo, em consequência da fertirrigação com efluentes tratados, podem manifestar-se através de aspectos físicos, químicos e bióticos. As alterações físicas são menos frequentes, mas podem acarretar fenômenos irreversíveis ou dificilmente reversíveis, como por exemplo, a dispersão dos coloides, que é provocada pelo excesso de sódio (Na^+) no solo.

O pH do solo é uma determinação da concentração de íons H^+ na solução do solo, e influencia a disponibilidade de nutrientes. (EMBRAPA 2017). O aumento do pH está relacionado diretamente às quantidades de íons H^+ dos pontos, ou sítios de troca, das superfícies da argila.

Os nutrientes minerais são adquiridos primariamente na forma de íons inorgânicos e entram na biosfera predominantemente através do sistema radicular da planta. A grande área superficial das raízes e sua grande capacidade para absorver íons inorgânicos em baixas concentrações na solução do solo, tornam a absorção mineral pela planta um processo bastante efetivo. Além disso, outros organismos, como os fungos (micorrízicos) e as bactérias fixadoras de nitrogênio, frequentemente contribuem para a aquisição de nutrientes pelas plantas. Depois de absorvido, os íons são transportados para as diversas partes da planta, onde são assimilados e utilizados em importantes funções biológicas.

A absorção de água e de íons minerais ocorre, predominantemente, através do sistema radicular, o qual está inserido em um meio heterogêneo e cambiante (notadamente nos seus aspectos químicos), o solo. Isto implica que a raiz além de se desenvolver dentro do solo, deve ter mecanismos que permitam selecionar os nutrientes que a planta necessita para o seu crescimento. A membrana celular representa a barreira, por onde a planta pode controlar a entrada e saída de diversos solutos. Em geral, o transporte é altamente seletivo, ou seja, a membrana tem preferência por alguns íons e essa preferência é determinada pelas proteínas de transporte na membrana.

O solo é um substrato complexo em termos físicos, químicos e biológicos. As partículas inorgânicas da fase sólida providenciam o reservatório de nutrientes, tais como K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , dentre outros. Também

associadas à fase sólida do solo estão as partículas orgânicas (oriundas da decomposição de restos orgânicos), as quais contêm elementos essenciais, como N, P e S, por exemplo. A fase líquida do solo constitui a solução do solo, a qual contém íons dissolvidos e serve como meio para o movimento de íons para a superfície das raízes. Os gases, tais como O_2 , CO_2 e N_2 , estão dissolvidos na solução do solo, porém, sua absorção pelas raízes ocorre predominantemente nas bolhas de ar entre as partículas do solo.

As partículas coloidais (micelas) do solo, orgânicas (pectinas com COO^- e hemiceluloses com OH^-) e inorgânicas (caolinita, smectita e ilita) têm cargas negativas na sua superfície; assim, os cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , por exemplo, ficam adsorvidos às cargas negativas das partículas do solo. Nessa situação, eles não são facilmente perdidos por lixiviação e representam uma reserva de nutrientes à planta. Esses íons podem ser substituídos no complexo de troca, um processo conhecido como troca de cátions. A capacidade de troca de cátions (CTC) é altamente dependente do tipo de solo. Solos com partículas menores (argila) têm uma maior superfície específica (relação área superficial/volume). Esses solos, e também os solos ricos em matéria orgânica, possuem maior superfície de cargas expostas e, portanto, maior CTC. Um solo que tem alta CTC possui maior reserva de nutrientes minerais. A fertilidade desse solo será completa se a maior CTC for devida a elevada percentagem de saturação de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+). A presença de elementos tóxicos, como alumínio (Al^{3+}), pode acarretar em problemas para o crescimento das plantas.

Ânions como NO_3^- e Cl^- são repelidos pelas cargas negativas das partículas do solo e permanecem dissolvidos na solução do solo, ficando sujeitos à lixiviação. Já os fosfatos ($H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}) podem permanecer fixados ao solo contendo Al^{3+} e Fe^{3+} , porque formam sais insolúveis, tais como $AlPO_4$ e $FePO_4$. O sulfato (SO_4^{2-}), na presença de Ca^{2+} forma o gesso ($CaSO_4$), o que limita a mobilidade deste ânion no solo.

O mais importante efeito do efluente tratado nas propriedades físicas e hidráulicas do solo está relacionado à sua salinidade e sodicidade, as quais podem causar a diminuição da infiltração da água no solo. A redução na infiltração e na condutividade hidráulica é causada pelo bloqueio dos poros

com partículas finas de argila, provocado pela sua dispersão (SO e AYLMORE, 1993). Essas condições podem resultar na redução das taxas de crescimento da planta, da produtividade e, em casos extremos, na perda do plantio. O problema é maior sob condições de clima quente e seco. A disposição de efluentes tratados com baixa salinidade, porém com alta PST (Porcentagem de Sódio Trocável, entre 10% a 15%), ou seja, com significativa predominância de íons sódio, pode promover a dissolução das partículas de argila, provocando a diminuição da permeabilidade do solo, a redução de sua aeração e a inibição do desenvolvimento do sistema radicular das plantas, com a consequente perda da produtividade (EMBRAPA, 2015).

3.5 ACÚMULO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO NO SOLO

Os sistemas de uso de efluentes para fins agrícolas, adequadamente planejados e administrados, proporcionam melhorias ambientais e de condições de saúde, dentre as quais se destacam: conservação do solo, pela acumulação de húmus, e aumento da resistência à erosão e da concentração de matéria orgânica do solo, possibilitando maior retenção de água. Um efeito potencialmente negativo é a poluição, particularmente pelo N e P, de aquíferos subterrâneos.

Em geral, os solos apresentam diferenças em termos de pH, matéria orgânica, teor e tipo de argila. Isso implica em CTC (Capacidade de Troca de Cátions) e balanços de cargas diferenciados, além de possibilidades de conversão de amônio a nitrato e lixiviação desses íons a diferentes taxas. Além disso, essa disparidade na natureza dos solos implica também em capacidades distintas de mineralização da matéria orgânica; portanto, em diferentes taxas de lixiviação de N e P. Os resíduos orgânicos interagem com os solos dos seguintes modos: podem aumentar a CTC, alterar o pH e influenciar a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo, com implicações sobre a lixiviação de íons. Além disso, os resíduos orgânicos possuem íons de N e P (HARGREAVES *et al.*, 2008), logo, podem também resultar em maior lixiviação.

Huang *et al.* (2017), em experiência a longo prazo, demonstraram claramente um efeito positivo de incorporação de adubos no rendimento da colheita (absorção pelas plantas) e armazenamento total de N no solo, bem como a redução na perda de lixiviação. A perda significativa de N por lixiviação foi menor quando usado fertilizante orgânico. Os autores demonstraram que o benefício integrado da incorporação de fertilizantes orgânicos acarretou em reduzida perda de N por lixiviação, resultando no acúmulo desse elemento no solo para absorção pela planta, proporcionando também menores riscos de poluição ao meio ambiente.

Perdas por lixiviação do NO_3^- contido no solo para a água não só reduz a fertilidade do solo, como também compromete o meio ambiente e a saúde humana, uma vez que grandes quantidades de NO_3^- ($> 5\text{mg.L}^{-1}$) nas águas superficiais causam sua eutrofização (afetando a fauna e flora aquática), e a ingestão de NO_3^- em excesso pelo homem causa metemoglobinemia e incidência de câncer de estômago (CAMERON *et al.* 2013).

A matéria orgânica do solo, apresentou correlação com a produtividade de culturas e de estabilidade de produção (PAN 2009). A aplicação combinada de fertilizante orgânico pode promover a imobilização de N para reduzir sua perda por lixiviação (LIU *et al.* 2009).

A forma pela qual o N é adicionado ao solo afeta sua distribuição espacial na superfície e no perfil. O amônio (NH_4^+), por exemplo, é geralmente mais adsorvido aos coloides do solo, que apresentam, predominantemente, cargas negativas, tendo, assim, mobilidade inferior em relação à do nitrato (NO_3^-). Entretanto, havendo condições propícias no meio, o NH_4^+ é rapidamente transformado em NO_3^- pelos microrganismos. Isso é preocupante, porque o NO_3^- , dependendo das características do solo, apresenta alta mobilidade, podendo ser lixiviado com maior facilidade e, conseqüentemente, vir a contaminar águas subterrâneas (SCICOLONE, 2014).

No caso do fosfato (PO_4^{2-}), sua mobilidade é pequena, comparativamente ao NO_3^- , portanto as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (HEATHWAITE *et al.*, 2010). Em quantidades que excedem à demanda da cultura, podem causar a

movimentação de P no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo, na medida em que as moléculas orgânicas, ou mesmo o fosfato de aplicações anteriores, ocupam os sítios de adsorção. Além disso, há possibilidade da movimentação de fósforo ligado à matéria orgânica solúvel no perfil do solo.

O escoamento superficial pode ser considerado uma forma importante de perdas de P, em comparação com a sua lixiviação; mas, estudos recentes indicaram que a lixiviação de solos é uma questão de interesse (QIN *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2015), indicando que a acumulação de P na superfície do solo pode intensificar risco de perdas do elemento e aumentar a circulação do mesmo abaixo da camada de arado. Muitos fatores como a saturação de P no solo e textura desse solo pode afetar a lixiviação, como também solos arenosos, solos que são mal drenados e ricos em matéria orgânica afetam a lixiviação. (JALALI e OSTOVARZADEH, 2009).

A perda de P por lixiviação está, de fato, associada às propriedades do solo (LIU *et al.*, 2012), e sobre o manejo do solo (SVANB, 2014). A colocação de fertilizantes ricos em P pode aumentar sua concentração no solo, abaixo da superfície, resultando na rápida dessorção de P, a partir da matriz do solo, e aumentando a concentração de P no lixiviado. (ZHENG *et al.*, 2014).

Pizzeghello *et al.* (2011) constatou que sob aplicações de P a longo prazo, fosfatos de cálcio tornam-se estáveis e grande quantidade de P pode acumular-se no solo, podendo prejudicar os lençóis subterrâneos, porque quando lixiviados, causam a eutrofização desses, depreciando a biota aquática e o meio ambiente no qual está inserido.

3.6 USO DE COLUNAS DE COLUNAS DE SOLO NA ANÁLISE DA LIXIVIAÇÃO

Atualmente, existe uma tendência em concentrar os estudos de adsorção e movimentação de poluentes no solo em laboratório, embora se reconheça que estudos de campo sejam indispensáveis ao monitoramento desses poluentes. Para o estudo da mobilidade de metais são utilizados ensaios laboratoriais de coluna e de equilíbrio em lote, que se destinam a medida dos parâmetros de transporte de espécies químicas em meios porosos.

A lixiviação como técnica para a extração dos elementos trocáveis do solo é largamente difundida em química, onde o material a ser estudado é colocado em um percolador, através do qual se passa um fluxo contínuo do solvente extrator, com um fluxo ideal que permita uma extração eficiente e que o solvente seja constantemente removido. Desse modo há uma lavagem instantânea, ininterrupta e completa das camadas sucessivas de amostra do solo. A maior ou menor extração dos íons em estado sorptivo, depende, naturalmente, de vários fatores (ALAMINO, 2010).

O ensaio em coluna tem por objetivo determinar os parâmetros de transporte que descrevem a migração de espécies químicas, ou contaminantes, através de um meio poroso, por exemplo, uma argila compactada, em condições controladas de laboratório. A partir da fusão das duas técnicas acima mencionadas, tem-se o Ensaio de Coluna de Lixiviação (ECL). Segundo Alamino, 2010, o ensaio de lixiviação em coluna se aproxima bastante da situação real e tem sido empregado por muitos pesquisadores no esclarecimento das inter-relações solo-contaminante para subsidiar projetos e obras de engenharia.

Trabalhos diversos têm sido publicados sobre o transporte de contaminantes no meio físico geológico natural e em sistemas de contenção construídos com argila e um número grande de diferentes materiais foi testado nesses diversos estudos, que também envolveram diferentes substâncias químicas. Destacam-se solos finos ou argila pura, solos tropicais, argila tratada, solos naturais misturados, solos quimicamente tratados, solos com adição de cinzas, areia, cascalho, rejeitos de mineração e materiais misturados. Todos esses trabalhos envolveram a lixiviação em colunas, sob taxas diversas e quase todos correlacionaram as características mineralógicas, geotécnicas e físico-químicas do material com relação à retenção de íons presentes na solução (ALAMINO, 2010).

3.7 USO DE ALFACE COMO BIOINDICADOR DE TOXICIDADE NA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO

A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma hortaliça folhosa delicada e sensível às condições climáticas como temperatura, luminosidade e concentração de dióxido de carbono. Essa hortaliça pertence à família *Asteraceae*, cuja provável origem ocorreu na região do mediterrâneo e foi introduzida no Brasil pelos portugueses. Sua estrutura vegetal é composta por folhas presas a um pequeno caule, com coloração em espectro variado de cores, desde diversos tons de verde até o roxo. (EMBRAPA, 2014)

A necessidade de testes rápidos e sensíveis para o diagnóstico da qualidade de água e solos se reflete no mundo todo. Bioindicadores têm sido aplicados em ensaios eficazes de toxicidade aguda, complementando os parâmetros físico-químicos de efluentes ou lixiviados. As sementes de *Lactuca sativa* têm sido bastante utilizadas e fornecem diversas vantagens sobre outros organismos testes, principalmente devido ao baixo preço, fácil cultivo, não sendo necessária a manutenção entre experiências (KOMILIS; TZIOUVARAS, 2009). Salienta-se que o ensaio com semente de alface pode ser utilizado para amostras contaminadas com alguma substância ou mistura complexa líquidas ou de sólidos solubilizados em solução aquosa (GRYCZAK et al. 2018)

A alface pode ser plantada em sementeiras ou diretamente no canteiro, sendo a primeira forma de plantio mais indicada, por permitir um melhor controle sanitário das mudas e uma seleção das espécies mais vigorosas para o transplante. As mudas são transplantadas com 4 a 6 folhas definitivas, ocorrendo aproximadamente entre 15 a 20 dias após o semeio. O transplante deve ser feito, prioritariamente, nas horas mais frescas do dia, ao final da tarde ou no início da manhã. Logo após o transplante, e nas primeiras semanas, é recomendado fazer irrigações diárias. Posteriormente, a cada 2 a 3 dias (a depender das condições ambientais), de forma a manter a umidade do solo constante.

Recomenda-se utilizar somente sementes com índices adequados de germinação (acima de 95%), vigor e pureza; assegurar sobre a procedência do material a ser adquirido, exigindo o certificado de sanidade vegetal, germinação e pureza; utilizar apenas sementes certificadas e previamente analisadas quanto à sanidade vegetal; observar se as sementes se adaptam à região de cultivo pretendida; certificar-se de que existe tolerância e/ou resistência às

principais pragas e doenças, se o material se adapta às exigências do mercado e possui boa conservação pós-colheita e resistência ao transporte

O objetivo da irrigação é evitar o estresse hídrico, especialmente durante a formação da parte aérea. Estresse hídrico pode ocorrer em uma cultura quando a umidade do solo é excessiva ou quando é deficiente. Quando níveis de concentração de oxigênio na atmosfera do solo são reduzidos, devido ao encharcamento por um longo período de tempo, o sistema de raízes pode ser severamente danificado. Alface e plantas de folhas verdes são especialmente suscetíveis ao estresse hídrico devido aos seus sistemas radiculares rasos.

Escassez de água gera atraso na colheita, qualidade inferior, bem como reduz a produtividade das culturas. No entanto, a irrigação em excesso, especialmente no final do ciclo, pode abreviar a qualidade e a vida de prateleira (pós-colheita). A irrigação irregular ou excedente, acima da quantidade necessária para substituir a evapotranspiração, causa lixiviação de nutrientes, especialmente o nitrogênio, levando-o abaixo da zona radicular.

O uso eficiente da água, ou seja, o bom manejo da irrigação, alta uniformidade de sua aplicação e baixa taxa de precipitação (no caso de aspersão) irão ajudar a evitar condições de estresse e compactação do solo. A irrigação por gotejamento é uma técnica bastante viável, pois apesar de maior custo inicial, tem a vantagem de possibilitar o fracionamento dos fertilizantes aplicados com a água de irrigação, permitir o controle mais efetivo do volume de rega, apresenta baixos consumos de energia e de mão de obra de operação, além de rega diária, mantendo sempre o solo em condições ideais de água.

Um fator de extrema importância na irrigação da alface é a qualidade da água. A condutividade elétrica do extrato saturado do solo, que mostra o teor de salinidade desse, deve ser inferior a $0,2 \text{ dS.m}^{-1}$. A cada valor unitário de aumento da condutividade, proporciona redução de 17% na produção comercial de alface, com formação de cabeças pequenas e malformadas (GERVÁSIO, *et al.* 2000). A irrigação por gotejamento, que mantém a umidade do solo bastante próxima à capacidade de campo, beneficia a redução da salinidade deste.

4 METODOLOGIA

O experimento foi dividido em duas etapas: (i) o uso de colunas de solo para avaliar a mobilidade dos íons presentes nas soluções de irrigação; (ii) uso do alface como bioindicador da fertilidade do solo.

A primeira etapa foi realizada no LEA (Laboratório de Engenharia Ambiental) do Centro Acadêmico do Agreste da Universidade Federal de Pernambuco, em colunas de solo preenchidas com um Planossolo sódico (EMBRAPA, 2015) coletado na zona rural do município de Caruaru – PE.

A segunda etapa foi realizada na casa de vegetação que pertence ao LEA. O plantio foi realizado em ambiente protegido, como forma de resguardar as plantas contra a ação de pequenos animais (pássaros, mosquitos, formigas) e intempéries.

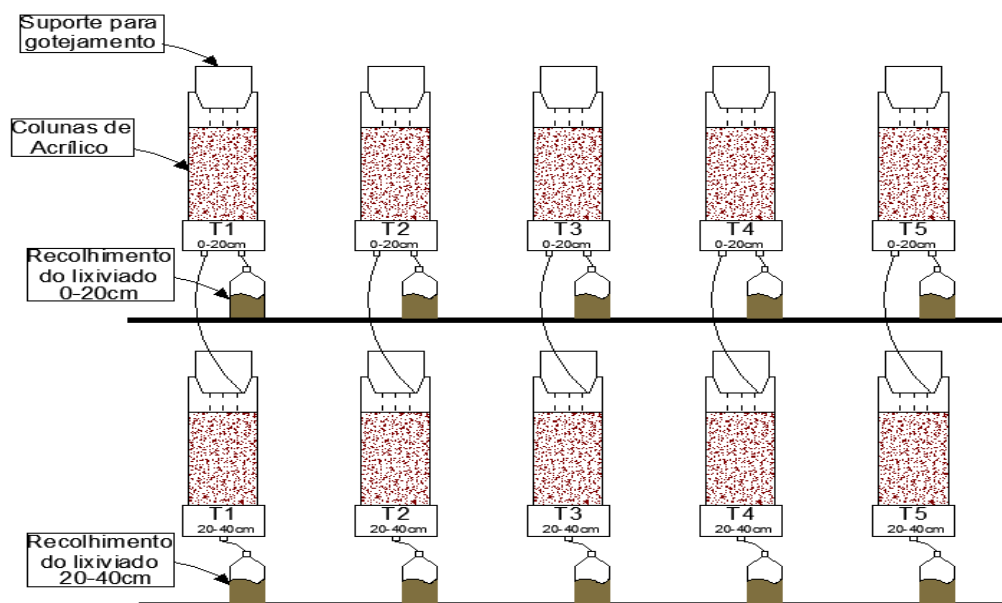
Primeira etapa

O Equipamento hidráulico de simulação do escoamento foi composto por colunas de solo, com 7 cm de diâmetro e 30 cm de altura. As colunas de solo foram construídas em acrílico, para melhor visualização da acomodação do solo no seu interior e do escoamento do efluente. A alimentação das colunas foi feita manualmente, simulando uma irrigação por gotejamento, com vazão de $3,33 \text{ mL.s}^{-1}$, destinada ao cultivo de alface, de acordo com as recomendações do Manual de Boas Práticas Agrícolas na Produção de Alface (EMBRAPA, 2014). Definiu-se essa condição porque o objetivo da segunda fase do experimento foi estudar a influência das águas de irrigação no cultivo da hortalíça, as condições de lixiviação de íons em solo cultivado e a possibilidade de toxicidade às plantas.

A aplicação das águas de irrigação ao solo aconteceu pelas manhãs (entre as 08h00min e 09h00min), diariamente nas duas primeiras semanas e, nas semanas seguintes, em dias intercalados, como o manejo de irrigação recomendado para o cultivo de alface. Para garantir uma distribuição uniforme do líquido aplicado a coluna, foi utilizado um meio suporte para distribuir equitativamente o fluxo do líquido sobre as camadas de solo a serem estudadas: 0 – 20 cm e 20 – 40 cm (Figura 01). A profundidade de 20 a 40 cm

foi escolhida para investigar a mobilidade dos íons a uma profundidade maior que a camada arável do solo (0-20 cm).

Figura 1- Equipamento hidráulico de lixiviação (camadas de 0-20 cm e de 20-40 cm). Fonte:



Fonte: (O autor, 2019)

A retirada do líquido aconteceu, a cada duas semanas, tempo necessário para que o líquido recolhido tivesse um volume significativo, assim sendo possível realizar as análises físico-químicas. Essa etapa teve duração de 135 dias, estes divididos em 3 ciclos de 45 dias (tempo estimado de cultivo da alface). Nesta fase, foram estudados 5 tratamentos (Tabela 2). O tratamento estatístico dos resultados foi realizado por estatística descritiva, análise de variância (ANOVA) e Teste de Tukey, a 5% de significância.

Tabela 2 - Descrição dos tratamentos da primeira etapa

Tratamentos	Descrição
T 1 (A)	Aplicação de água de abastecimento (testemunha).
T 2 (SN)	Aplicação de solução de fertilizantes NPK ¹ .
T3 (E)	Aplicação de efluente tratado não-diluído (100%).
T 4 (E+A, 1:1)	Aplicação de efluente tratado diluído a 50% ² .
T 5 (E+A, 1:4)	Aplicação de efluente tratado diluído a 25%.

Legenda: ¹ Solução de Hoagland (Hoagland & Arnon, 1950); ² As diluições do efluente foram realizadas com água de abastecimento.

Fonte: (O autor, 2019)

Na Tabela 3 encontra a composição da solução nutritiva de Hoagland (Hoagland & Arnon, 1950), que compõe o Tratamento 3.

Tabela 3 – Composição da Solução Nutritiva

Solução de Hoagland (Hoagland & Arnon, 1950)		
Composto	Concentração (g.L⁻¹)	Quantidade do composto (por litro de solução)
NH ₄ H ₂ PO ₄	115	1 mL
KNO ₃	101	6 mL
CaNO ₃	164	4 mL
MgSO ₄	120,3	2 mL
FeSO ₄ 7H ₂ O	9,15	1 mL
Solução complementar		1 mL
H ₃ BO ₃	2,86	
MnCl ₂ 4H ₂ O	1,81	
ZnSO ₄ 7H ₂ O	0,22	
CuSO ₄ 5H ₂ O	0,08	
H ₂ MO ₄ H ₂ O	0,02	

Fonte: Hoagland & Arnon (1950)

O efluente utilizado foi coletado na lagoa de maturação da Estação de Tratamento de Esgotos Rendeiras, em operação no município de Caruaru – PE (Figura 02). A ETE Rendeiras é composta pelas seguintes unidades de tratamento: tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), reator UASB (upflow anaerobic sludge blanket), lagoa aerada, lagoa facultativa e lagoa de maturação. As unidades de tratamento estão dispostas em série na ETE Rendeiras.

Figura 2- Fotografia de Satélite da ETE Rendeiras. Fonte: Google Maps (2019)



Fonte: Google Maps (2019)

Os processos de mobilidade e lixiviação dos íons foram realizados em ciclos, nos quais, o líquido aplicado à primeira coluna de solo (0-20 cm) foi utilizado na segunda coluna de solo (20-40 cm). Cada amostra lixiviada foi monitorada pelas leituras do pH e da condutividade elétrica (por meio de pHmetro e condutivímetro das marcas InoLab e Thermo Scientific, respectivamente). O período de lixiviação só foi interrompido quando o valor da condutividade elétrica da solução lixiviada era igual ou superior ao valor da condutividade elétrica inicial de cada efluente tratado aplicado ao solo (GOMES, 2016).

Os seguintes parâmetros foram analisados no solo (antes e após o experimento): areia grossa (g.kg^{-1}), areia fina (g.kg^{-1}), silte (g.kg^{-1}), argila (g.kg^{-1}), argila dispersa (g.kg^{-1}), densidade do solo (g.cm^{-3}), NH_4^+ (mg.kg^{-1}), PO_4^{3-} (mg.dm^{-3}), K^+ (mg.dm^{-3}), Na^+ ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), Ca^{2+} ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), Mg^{2+} ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{2+}$) ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), Ca^{3+} (mg.dm^{-3}), matéria orgânica (g.kg^{-1}), condutividade elétrica do extrato saturado do solo (dS.cm^{-1}), salinidade e pH. Além desses parâmetros, foram determinados alguns atributos do solo como: CTC_e (Capacidade de Troca de Cátions Específica), RAS (Relação de Adsorção de Sódio, mmol.L^{-1}) PST (Porcentagem de Sódio Trocável). Os parâmetros foram determinados segundo as metodologias descritas no Manual

de Análises Químicas dos Solos, Plantas e Fertilizantes (EMBRAPA, 1999) e Manual de Métodos de Análises de Solo (EMBRAPA, 1997).

Com relação a caracterização dos efluentes e líquidos lixiviados, foram analisadas as seguintes características: DQO (Demanda Química de Oxigênio), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{.cm}^{-1}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), NH_4^+ (mg.L^{-1}), NTK (mg.L^{-1}), NO_3^- (mg.L^{-1}), Fósforo (mg.L^{-1}), Ca (mg.L^{-1}), Mg (mg.L^{-1}), sólidos totais (mg.L^{-1}) e RAS (mmol.L^{-1}). Os parâmetros de caracterização dos efluentes e dos líquidos lixiviados foram determinados segundo os métodos descritos no Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Segunda Etapa

A segunda fase do experimento foi realizada em 45 dias, tempo aproximado de cultivo da alface. Os vasos de plantio possuíam, aproximadamente, 50 cm de altura e 15 cm de diâmetro. Foi escolhido esse novo formato de vasos porque as colunas de acrílico possuíam diâmetro muito pequeno, o que impedia o desenvolvimento da planta. A irrigação da segunda etapa foi igual à da primeira etapa.

Nesta etapa do experimento, apenas as plantas foram analisadas, segundo os seguintes parâmetros: P (g.Kg^{-1}), NTK (g.Kg^{-1}), e proteína bruta (%). Foram estudados cinco tratamentos (Tabela 4), em delineamento experimental inteiramente casualizado, com 3 repetições.

Com o cultivo da alface, foi possível verificar a absorção dos nutrientes pela planta, e ainda analisar em qual profundidade os mesmos ficaram adsorvidos em solo cultivado. A alface foi escolhida por ser uma cultura sensível a toxicidade por altas concentrações de nutrientes e metais (EMBRAPA, 2010)

Tabela 4 - Descrição dos tratamentos da segunda fase

Tratamentos	Descrição
-------------	-----------

T 1 (A)	Irrigação com água de abastecimento (testemunha).
T 2 (SN)	Irrigação com solução de fertilizantes NPK ¹ .
T3 (E)	Irrigação com efluente tratado não diluído.
T 4 (E+A, 1:1)	Irrigação com efluente tratado diluído a 50% ² .
T 5 (E+A, 1:4)	Irrigação com efluente tratado diluído a 25%.

Fonte: Autor (2019)

Legenda: ¹ Solução de Hoagland (Hoagland & Arnon, 1950); ² As diluições do efluente foram realizadas com água de abastecimento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS DE IRRIGAÇÃO

Na Tabela 5, encontram-se os resultados das análises físico-químicas das soluções utilizadas para irrigação das colunas de solo.

De acordo com os resultados descritos na Tabela 5, o efluente tratado pode ser utilizado para a irrigação de culturas que serão processadas industrialmente, desde que o sistema de irrigação utilizado seja localizado, por gotejamento, e que não haja contato direto de pessoas com o efluente tratado. Essas recomendações são estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde (WHO). Com relação às concentrações de nutrientes, ainda segundo WHO (2006), as concentrações de N-total não oferecem problemas aos solos, pois concentrações entre 20 e 85 mg.L⁻¹ não causam acidificação ao solo, comumente provocados por fertilizantes, além de aumentar a produtividade das culturas.

Tabela 5- Caracterização físico-química das soluções de irrigação.

Parâmetros	Unidade	TRATAMENTOS					DMS		p
		T1 (A)	T2 (SN)	T3 (E)	T4 (E+A, 1:1 Vol/Vol)	T5 (E+A, 1:4 Vol/Vol)			
pH	-	6,5±0,4 b	5,7±0,6 b	8,6±0,3 a	8,4±0,3 a	8,0±0,1 a	1,2		0,05
CE	μS.cm ⁻¹	257±28 d	1931±242 a	1319±38 b	791±22 c	507±3 cd	337		0,05
Ca ²⁺	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	18,9±1,1 c	247,7±31,2	85,4±7,3	41,2±8,1	30,7±3,6	8,4		0,05
NTK	mg.L ⁻¹	3,2±1,1 b	8,5±1,1 b	24,1±6,4 a	9,9±2,7 b	7,8±3,3 b	10,6		0,05
NH ₄ ⁺		0,0±0,0 bc	3,5±1,3 ab	7,0±3,1 a	5,0±3,7 a	1,8±2,2 ac	5,8		0,05
NO ₃ ⁻		0,8±0,3 b	9,7±2,0 a	1,2±0,3 b	0,4±0,1 b	0,6±0,1 b	2,8		0,05
PO ₄ ²⁻		0,0±0,0 c	12,8±1,1 a	7,3±2,1 b	4,2±1,1 bc	1,5±1,2 c	3,9		0,05

Fonte: Autor (2019)

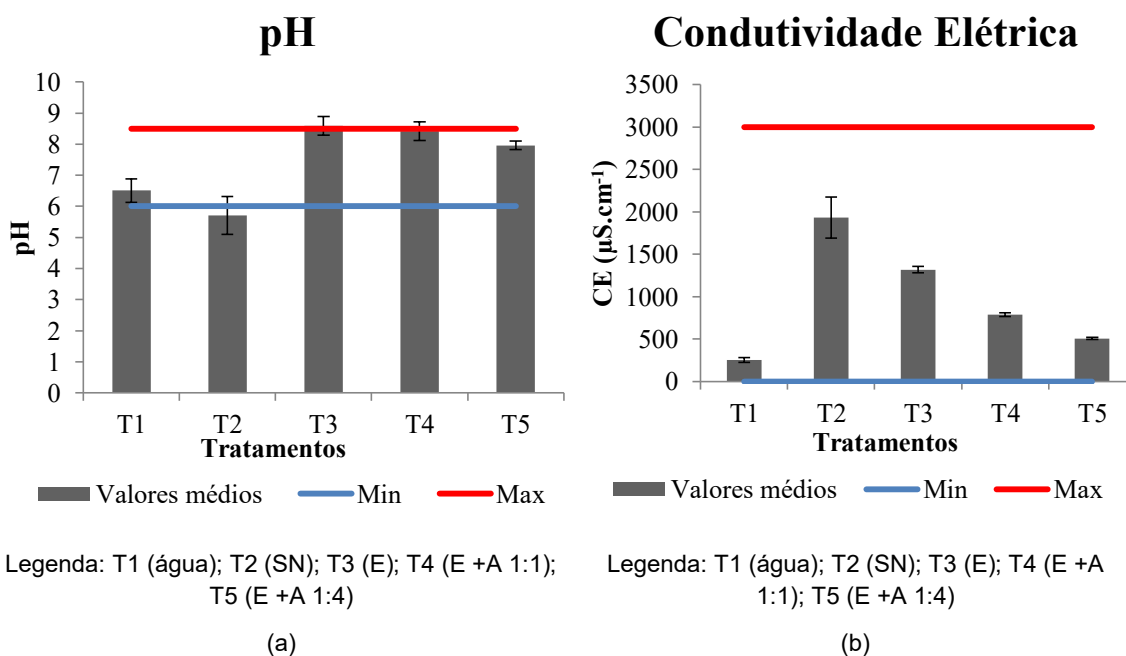
Legenda: A - água de abastecimento; SN - Solução de fertilizantes NPK; E - efluente de lagoa de maturação; CE - condutividade elétrica.

As soluções utilizadas como água de irrigação foram comparadas com os intervalos usuais estabelecidos pela EMPBRAPA (2010) para as águas de irrigação (Figura 3). Nessa comparação, é possível visualizar que, em todos os tratamentos, a CE (Figura 3b), Ca²⁺ (Figura 3c) e NO₃⁻ (Figura 3d) estão dentro do intervalo sugerido pela EMPBRAPA (2010). No entanto, o mesmo não ocorreu com o pH, NH₄⁺ e o PO₄²⁺.

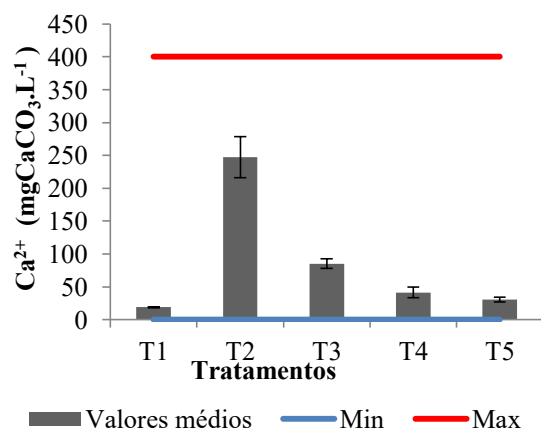
Em relação ao pH, apenas o T2 apresentou valor de 5,7, mostrando-se levemente abaixo da faixa recomendada para águas de irrigação. Os valores dos demais tratamentos (T1, T3, T4 e T5) estão dentro do intervalo recomendado pela EMBRAPA (2010), com valores entre 6,0-8,5, como pode ser observado na Figura 3(a).

A respeito dos N e P, o nitrogênio amoniacal (NH_4^+), apenas o T3 apresentou valor médio de $7,0 \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, acima da faixa recomendada para as águas de irrigação, que é $(0-5) \text{ mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ Figura 3(e). Por fim o fósforo (PO_4^{2+}), em que T2 e T3 apresentaram valores médios de 12, 8 e 7,3 ($\text{mgPO}_4^{2+} \cdot \text{L}^{-1}$), respectivamente, estando acima do intervalo recomendado para as águas de irrigação, que é $(0-5,5) \text{ mg PO}_4^{2+} \cdot \text{L}^{-1}$. Figura 3(f)

Figura 3 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os limites recomendados pela EMBRAPA (2010) para águas de irrigação: (a) pH; (b) condutividade elétrica; (c) Ca; (d) NO_3^- ; (e) NH_4^+ ; (f) PO_4^{2-} .

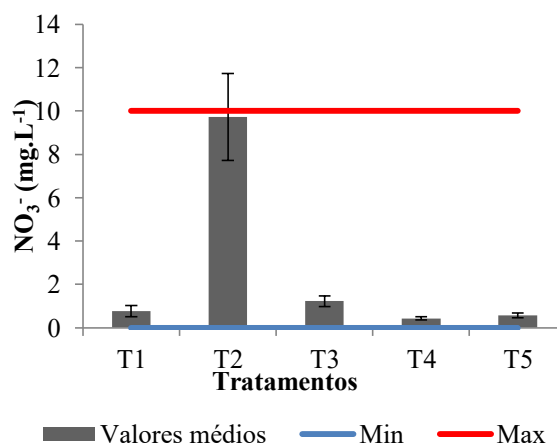


Cálcio



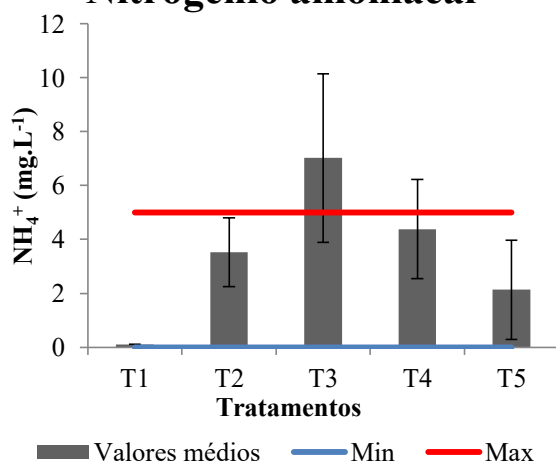
(c)

Nitrato



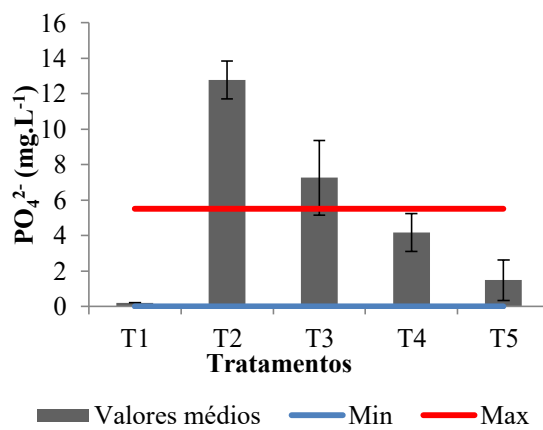
(d)

Nitrogênio amoniacal



(e)

Fósforo



(f)

Fonte: Autor (2019)

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO RECOLHIDO NAS PROFUNDIDADES DE (0-20) CM E (20-40) CM

Nas Tabelas 6 e 7, encontram-se os resumos dos resultados obtidos nas análises físico-químicas das soluções utilizadas para irrigação e para os lixiviados das colunas de solo, nas alturas de (0-20) cm e de (20-40) cm, respectivamente.

Tabela 6 - Caracterização físico-química do lixiviado recolhido das colunas. Camada de (0-20) cm.

Parâmetros	Unidade	TRATAMENTOS					DMS		ρ
		T1 (A)	T2 (SN)	T3 (E)	T4 (E+A, 1:1 Vol/Vol)	T5 (E+A, 1:4 Vol/Vol)			
pH	-	6,5±0,4 b	5,7±0,6 b	8,6±0,3 a	8,4±0,3 a	8,0±0,1 a	1,2		0,05
CE	μS.cm ⁻¹	257±28 d	1931±242 a	1319±38 b	791±22 c	507±3 cd	337		0,05
Ca ²⁺	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	18,9±1,1 c	247,7±31,2	85,4±7,3	41,2±8,1	30,7±3,6	8,4		0,05
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	3,2±1,1 b	8,5±1,1 b	24,1±6,4 a	9,9±2,7 b	7,8±3,3 b	10,6		0,05
NTK		0,0±0,0 bc	3,5±1,3 ab	7,0±3,1 a	5,0±3,7 a	1,8±2,2 ac	5,8		0,05
NO ₃ ⁻		0,8±0,3 b	9,7±2,0 a	1,2±0,3 b	0,4±0,1 b	0,6±0,1 b	2,8		0,05
PO ₄ ²⁻		0,0±0,0 c	12,8±1,1 a	7,3±2,1 b	4,2±1,1 bc	1,5±1,2 c	3,9		0,05

Fonte: Autor (2019)

A: Água de abastecimento; SN: Solução de fertilizantes NPK; E: Efluente de lagoa de maturação não diluído (100%); CE: Condutividade Elétrica. DMS – diferença mínima significativa; ns – não significativo.

Tabela 7- Caracterização físico-química do lixiviado recolhido das colunas de (20-40) cm.

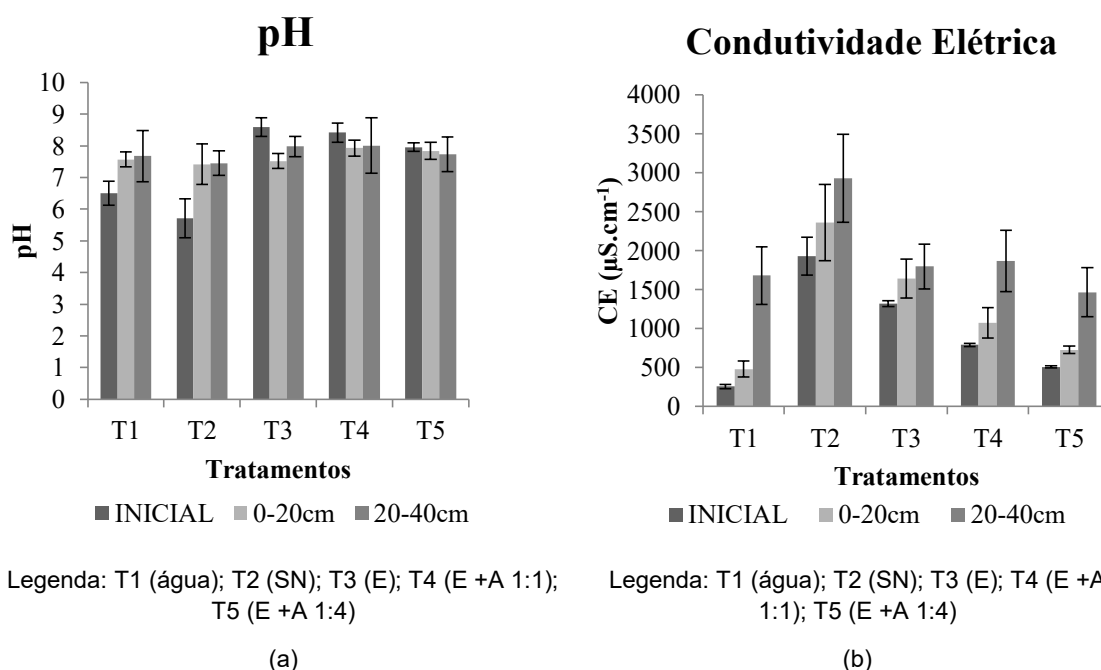
Parâmetros	Unidade	TRATAMENTOS					DMS		ρ
		T1 (A)	T2 (SN)	T3 (E)	T4 (E+A, 1:1 Vol/Vol)	T5 (E+A, 1:4 Vol/Vol)			
pH	-	7,68 ± 0,81ns	7,45 ± 0,39ns	7,98 ± 0,32ns	8,01 ± 0,88ns	7,73 ± 0,55ns	-		0,05
CE	μS.cm ⁻¹	1679,33 ± 367,54ns	2929,00 ± 563,83ns	1795,67 ± 288,10ns	1867,33 ± 391,78ns	1466,33 ± 312,11ns	-		0,05
Ca ²⁺	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	56,70 ± 35,40b	348,13 ± 23,98a	44,18 ± 5,71b	75,16 ± 11,24b	6,80b	84,73		0,05
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-		0,05
NTK		5,48 ± 0,32b	7,09 ± 0,61a	4,97 ± 0,61b	3,55 ± 0,31c	2,84 ± 0,61c	1,57		0,05
NO ₃ ⁻		2,43 ± 0,25c	16,09 ± 0,08a	7,10 ± 0,46b	2,63 ± 0,06c	2,40 ± 0,03c	0,83		0,05
PO ₄ ²⁻		2,19 ± 0,91ns	12,05 ± 3,59ns	9,01 ± 1,62ns	8,32 ± 0,50ns	8,52 ± 3,94ns	-		0,05

Fonte: Autor (2019)

A: Água de abastecimento; SN: Solução de fertilizantes NPK; E: Efluente de lagoa de maturação não diluído (100%); CE: Condutividade Elétrica. DMS – diferença mínima significativa; ns – não significativo.

O pH do líquido lixiviado apresentou um aumento quando comparado com pH das soluções de irrigação (A, SN e E, diluído ou não em água de abastecimento) (Figura 4a). Os valores de CE aumentaram proporcionalmente ao aumento da profundidade de solo estudada (Figura 4b). O aumento da CE pode estar associado à mobilidade dos íons que atingem as camadas mais profundas do solo, ajudando-o a aumentar a fertilidade nas camadas inferiores (ANAMI *et al.* 2008).

Figura 4 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os lixiviados das colunas nas profundidades de (0-20) cm e de (20-40) cm. (a) pH; (b) condutividade elétrica;



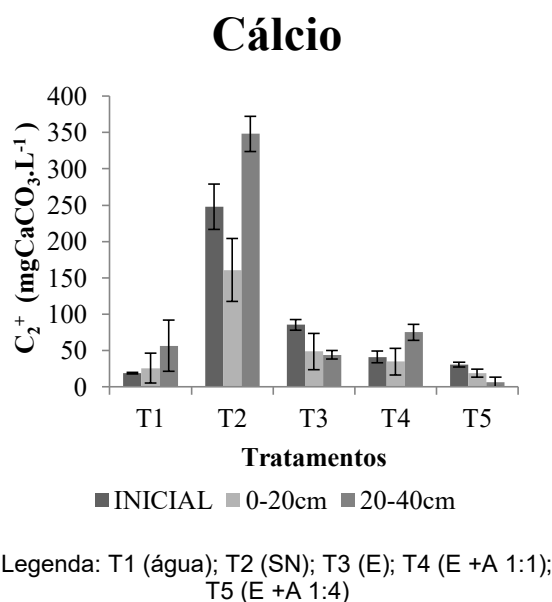
Fonte: Autor (2019)

O Cálcio recolhido nas soluções lixiviadas, variou bastante. Na camada de (0-20) cm, o T2 apresentou maior valor com $160,9 \text{ mg.L}^{-1}$, menor valor foi registrado no tratamento T5, com $19,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Na camada de (20-40) cm, o T2 apresentou maior valor ($348,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e o menor valor foi observado em T5 ($6,8 \text{ mg.L}^{-1}$).

Observou-se que nos tratamentos T1, T2 e T4, a quantidade recolhida de Ca^{2+} aumentou com a profundidade, e nos tratamentos T3 e T5, a

quantidade de Ca^{2+} recolhido diminuiu na camada de (20-40) cm, quando comparada com a camada de (0-20) cm. Destaca-se o tratamento abastecido pela solução nutritiva (T2), que apresentou valores bem maiores que os outros tratamentos, esse fato pode estar associado a composição dessa solução nutritiva. (Figura 5).

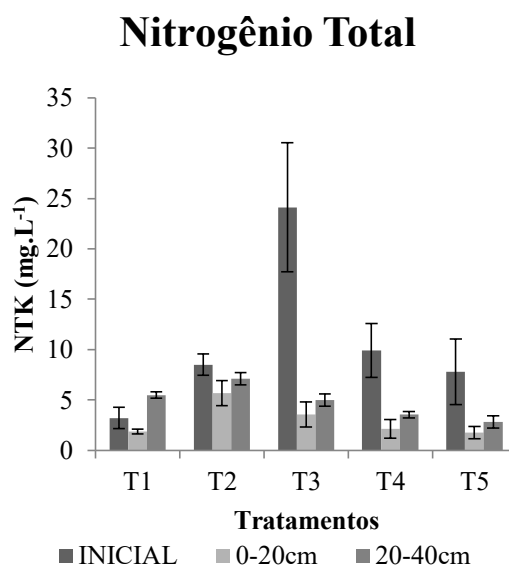
Figura 5 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os lixiviados das colunas nas profundidades de (0-20) cm e de (20-40) cm



Fonte: Autor (2019)

Os teores de nitrogênio total (NTK) lixiviados, quando comparados com as soluções de irrigação, diminuíram na profundidade de (0-20) cm. Já os teores de NTK foram maiores no lixiviado recolhido a profundidade de (20-40) cm. (Figura 6). As colunas de solo abastecidas com a solução nutritiva apresentaram os maiores valores de concentrações de NTK lixiviados (5,67 mg.L^{-1}), na profundidade de (0-20) cm. Na profundidade de (20-40) cm, o concentração de NTK foi 7,1 mg.L^{-1} . As colunas de solo que apresentaram os menores valores de NTK foram as colunas abastecidas com o efluente diluído a 25%, com 1,8 e 2,8 (mg.L^{-1}), nas profundidades de (0-20) cm e (20-40) cm, respectivamente (Tabela 6 e 7).

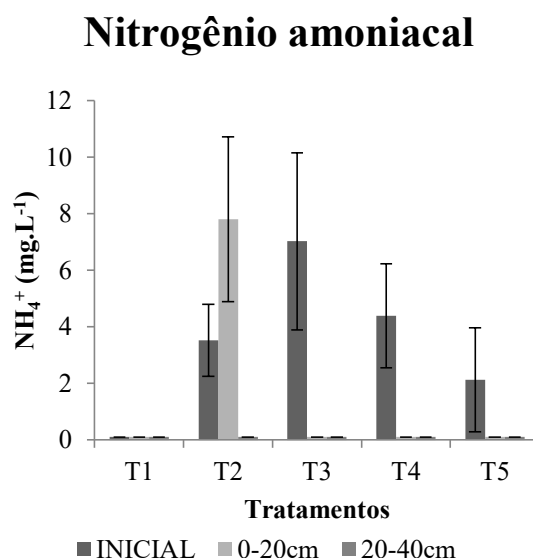
Figura 6 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os lixiviados das colunas nas profundidades de (0-20) cm e de (20-40) cm



Fonte: Autor (2019)

O teor de íon amônio (NH_4^+) no lixiviado nas duas profundidades, apresentou grande redução em relação aos teores das soluções de irrigação (Figura 7). Os valores encontrados no lixiviado foram insignificante, exceto no lixiviado recolhido na coluna de solo abastecida pela solução nutritiva, a profundidade de (0-20) cm, que apresentou $2,80 \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}$ de NH_4^+ (Tabela 6 e 7).

Figura 7 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os lixiviados das colunas nas profundidades de (0-20) cm e de (20-40) cm.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E + A 1:1); T5 (E + A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

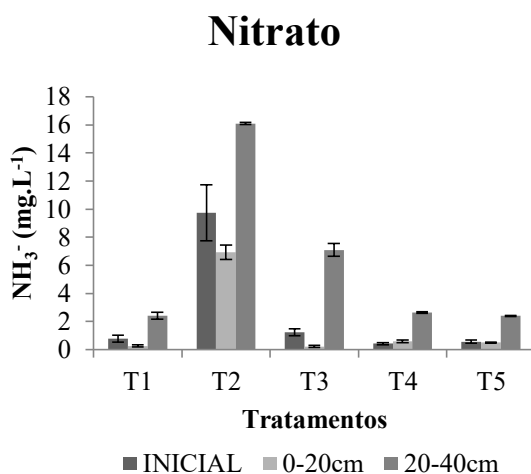
A quantidade de nitrogênio encontrada no lixiviado foi superior na forma de nitrogênio orgânico ($N_{\text{orgânico}} = \text{NTK} - \text{NH}_4^+$), quando comparado com o nitrogênio na forma amoniacal, em todos os tratamentos. Fato esse que pode ser atribuído aos íons de amônio que se ligam ao complexo negativamente carregado de troca de cátions do solo (CTC) e se comportam de forma semelhante a vários outros cátions do solo, fazendo com que o nitrogênio amoniacal presente no efluente tratado fique retido no solo, sendo disponibilizada aos processos de assimilação pelas plantas.

Boeira (2009) observou resultados semelhantes com aplicação de lodo de esgoto, com remoção superior a 50% do total de amônio mineralizado do lodo, nas duas primeiras semanas depois da aplicação desse resíduo ao solo. Como geralmente a aplicação do lodo de esgoto ocorre antes da semeadura das culturas, se houver intensas precipitações poderá ocorrer movimentação vertical de amônio e nitrato no perfil do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura. Isso é mais difícil de ocorrer quando é

feita a adubação com fertilizantes químicos, já que a aplicação das quantidades agronomicamente recomendadas de N ao solo, via fertilizante químico, em geral, é feita de forma parcelada, em função das épocas em que há absorção mais intensa pelas raízes das plantas cultivadas (BOEIRA, 2009).

O nitrato lixiviado, na profundidade de (0-20) cm, apresentou redução em todos os tratamentos quando comparado com as soluções de irrigação. Já na profundidade de (20-40) cm, todos os tratamentos apresentaram aumento na quantidade de NO_3^- , quando comparados com a profundidade de (0-20) cm (Figura 8). Assim, nessa profundidade foi registrada a maior concentração de nitrato em T2, e a menor concentração em T3, 6,9 e 0,2 ($\text{mgNO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$) respectivamente. Na profundidade de (20-40) cm, novamente o T2 apresentou maior valor médio, 16,1 ($\text{mgNO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$) e o T5 apresentou menor valor médio, 2,4 ($\text{mgNO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$).

Figura 8 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os lixiviados das colunas nas profundidades de (0-20) cm e de (20-40) cm.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

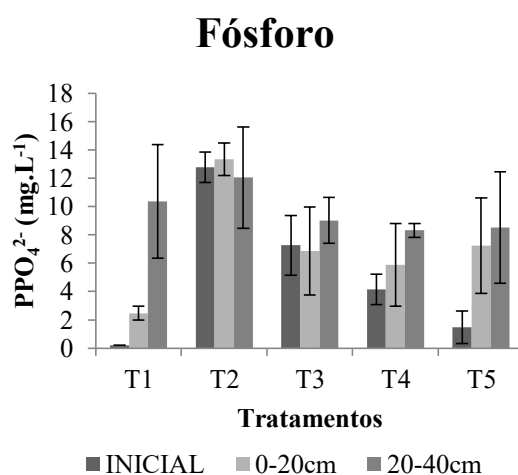
Costa (2014), atribuiu que grande parte do nitrato lixiviado se deve à mineralização da matéria orgânica nas colunas, provenientes do amônio ou

matéria orgânica da água residual de irrigação. A mineralização da própria matéria orgânica do solo não é descartada como fonte de parte desse nitrato, uma vez que tanto no lixiviado das colunas que receberam água residual, como naquelas que receberam água deionizada, houve concentrações de nitrato superiores aos valores iniciais presentes nessas soluções.

Segundo Van Raij (2010), é difícil prever a dinâmica do nitrogênio (N) no solo, em curto prazo, pois essa depende da disponibilidade de resíduos orgânicos, da relação carbono/nitrogênio (C/N) no solo, da umidade, do pH e de outros fatores, podendo haver concentração de nitrogênio mineral no solo, em um dado momento, e, em outro, sua completa ausência.

Analisando os teores de fósforo (PO_4^{2-}) encontrados no lixiviado das colunas abastecidas pelo efluente tratado, na profundidade de (0-20) cm, e os comparando com as soluções de irrigação, todos apresentaram aumento nos teores PO_4^{2-} , exceto o tratamento T3, que apresentou uma ligeira diminuição (Figura 9).

Figura 9 – Comparação entre os parâmetros analisados das soluções utilizadas como água de irrigação e os lixiviados das colunas nas profundidades de (0-20) cm e de (20-40) cm.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

Os maiores teores de fósforo (PO_4^{2-}) foram registrados com o aumento da profundidade, destacando-se o tratamento T3 (E), que apresentou 6,9 e 9,0

($\text{mgPO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$) nas profundidades de (0-20) cm e (20-40) cm, respectivamente. Porém nas colunas abastecidas com água de abastecimento, as menores concentrações, 2,47 e 2,19 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), foram registradas nas profundidades de (0-20) cm e (20-40) cm, respectivamente (Tabela 6 e 7).

O acúmulo da quantidade de fósforo no lixiviado de cada coluna, durante o experimento, apresentou uma grande variabilidade nos dados, essa ocorrendo em relação ao material aplicado nas colunas, sendo possível detectar que as colunas abastecidas pelo efluente tratado apresentaram um comportamento diferente das demais; ou seja, a quantidade de fósforo lixiviado aumentou com a profundidade. Com o abastecimento das colunas, foi possível analisar que o fósforo presente no efluente da lagoa de maturação possui grande mobilidade nos seus íons, fato que pode ser atribuído as características físicas e químicas do solo, como também a forma do fósforo disponível tanto no solo como no efluente.

Berwanger *et al.* (2008) verificaram que a aplicação de dejetos líquidos de suinocultura, por um período de cinco anos, potencializou as transferências de fósforo por percolação, que ocorreu através de fluxo preferencial. Mesmo assim a transferência de fósforo por lixiviação está mais associada com as condições físicas do solo e as formas de fósforo.

Anami *et al.* (2008) estudaram o processo de percolação de íons fosfato, em colunas de solo, e verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de percolação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação, não corroborando os dados encontrados neste estudo, com relação aos íons fosfato.

5.3 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DO SOLO

A comparação entre os valores de caracterização físico-química inicial do solo utilizado no experimento e os valores de Classificação da EMBRAPA (2015), nas profundidades de (0-20) cm e (20-40) cm, se encontra na Tabela 8.

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Embrapa (EMBRAPA, 2015), o solo utilizado no experimento possui características de solo eutrófico, porque apresenta valores de saturação por

base superior a 50% (Tabela 8). Essa condição é típica de solos com alta fertilidade; além disso, o solo pode ser considerado um planossolo sódico, pois apresenta PST (porcentagem de saturação por sódio) < 15%.

Os planossolos são solos de boa fertilidade natural, pois se trata de um ambiente rico em minerais primários facilmente intemperizáveis, tornando-o um reservatório de nutrientes para as plantas, sobretudo P, Ca e Mg. Ocupam grandes extensões na região, sobretudo na zona do Agreste de Pernambuco e áreas de clima similar aos climas dos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Alagoas, Bahia, Sergipe e Paraíba.

Tabela 8 - Caracterização físico-química inicial do solo

Parâmetro	Unidade	Profundidade		Faixa de Classificação da EMBRAPA		
		(0-20) cm	(20-40) cm			
				Baixo	Médio	Alto
pH	H ₂ O	6,6	6,5	<5,0	5,0-6,0	>6,0
H ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,9	0,08	-	-	-
Al ³⁺	cmol _c .dm ⁻³	0	0	<0,5	0,5-1,0	>1,0
M	%	0	0	-	-	-
CTC	cmol _c .dm ⁻³	5,2	5,0	<5,0	5,0-15	>15
S	cmol _c .dm ⁻³	4,0	4,5	-	-	-
V	%	81,0	98,0	<50,0	50-70	>70,0
CO	g.dm ⁻³	14,3	15,6	-	-	-
Na ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,45	0,17	-	-	-
PST	%	8,65	3,4	<6	6-15	>15
Ca ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	1,8	2,5	<1,6	1,6-3,0	>3,0
Mg ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	1,2	1,2	<0,4	0,4-01	>1
K ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,5	0,6	<0,08	0,08-0,15	>0,15
PO ₄ ²⁻	mg.dm ⁻³	62,0	99,0	-	-	-
NH ₄ ⁺	mg.kg ⁻¹	55,9	51,3	-	-	-
NO ₃ ⁻	mg.kg ⁻¹	23,3	21,9	-	-	-
Densidade	g.cm ⁻³	1,2	1,1	-	-	-

Fonte: Autor (2019)

Legenda: S - soma de bases (S = Ca + Mg + K); CTC - capacidade e de troca de cátions efetiva (CTC = S + Al); V - e saturação por bases; m: índice de saturação por alumínio; H - acidez potencial; PST - porcentagem de sódio trocável (PST= (100 Na⁺/CTC)).

Segundo EMBRAPA (2010), esse solo é classificado como sendo uma argila caulinita, pois sua CTC é considerada baixa, está entre 5-15 cmol_c.dm⁻³,

altamente dependente do pH, pois sua capacidade tampão é reduzida em relação as argilas com CTC maior. O pH se encontra na faixa de baixa acidez de 6-7, o que permite o classifica-lo de baixa acidez.

5.4 CARACTERIZAÇÃO FINAL DO SOLO, APÓS APLICAÇÃO DAS SOLUÇÕES DE IRRIGAÇÃO

A caracterização físico-química final do solo após aplicação das soluções de irrigação profundidades de 0-20 cm e 20-40cm, estão descritos na Tabela 9 e 10, respectivamente.

Tabela 9 - Caracterização físico-química final do solo após as aplicações das soluções de irrigação, na profundidade de (0-20) cm.

Parâmetros	Unidade	TRATAMENTOS						
		T1 (A)	T2 (SN)	T3 (E)	T4 (E+A, 1:1 Vol/Vol)	T5 (E+A, 1:4 Vol/Vol)	DMS	ρ
pH	H ₂ O	7,10±0,36ns	6,57±0,51ns	6,93±0,47ns	6,93±0,32ns	6,80±0,46ns	-	0,05
H ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,96±0,38ns	1,45±0,33ns	1,15±0,38ns	0,93±0,26ns	1,29±0,33ns	-	0,05
Al ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0	0	0	0	0	-	0,05
m	%	0	0	0	0	0	-	0,05
CTC	cmol _c .dm ⁻³	6,10±0,35ns	7,00±0,44ns	6,23±0,72ns	5,87±0,71ns	6,20±0,53ns	-	0,05
S	cmol _c .dm ⁻³	5,13±0,65ns	5,53±0,60ns	5,07±0,45ns	4,97±0,67ns	4,97±0,67ns	-	0,05
V	%	84,00±7,00ns	79,00±5,29ns	82,00±4,36ns	83,67±4,16ns	79,00±5,57ns	-	0,05
CO	g.dm ⁻³	16,30±3,63ns	15,68 ±3,56ns	16,37 ± 3,16ns	15,17±3,30ns	18,16±2,02ns	-	0,05
Na ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,11±0,01d	0,06±0,03d	0,43±0,03a	0,27±0,03b	0,18±0,01c	0,06	0,05
Ca ²⁺	%	3,17±0,38ns	3,73±0,64ns	2,90±0,36ns	3,05±0,58ns	3,02±0,39ns	-	0,05
Mg ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	1,43±0,20a	0,98±0,13b	1,32±0,16a	1,28±0,08a	1,37±0,18a	0,35	0,05
K ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,42±0,12b	0,77±0,012a	0,41±0,13b	0,33±0,06b	0,36±0,09b	0,32	0,05
PO ₄ ²⁻	cmol _c .dm ⁻³	96,67±19,8ns	151,67±24,7ns	108,67±24,7ns	94,67±36,6ns	90,33±28,9ns	-	0,05
NH ₄ ⁺	mg.dm ⁻³	23,49±9,97ns	34,22 ± 2,92ns	19,44 ± 1,35ns	17,12 ± 0,67ns	17,26 ± 1,21ns	-	0,05
NO ₃ ⁻	mg.kg ⁻¹	24,88±2,69b	115,88 ± 9,04a	35,77 ± 1,35b	33,44 ± 1,7b	21,77 ± 1,35b	27,44	0,05

Fonte: Autor (2019)

Legenda: S: soma de bases (S = Ca + Mg + K); CTC: capacidade e de troca de cátions efetiva (CTC = S + Al); V: e saturação por bases; m: índice de saturação por alumínio; H: acidez potencial/ DMS – diferença mínima significativa; ns – não significativo.

Tabela 10 - Caracterização físico-química final do solo após aplicação das soluções de irrigação, na profundidade de (20-40) cm.

Parâmetros	Unidade	TRATAMENTOS						
		T1 (A)	T2 (SN)	T3 (E)	T4 (E+A, 1:1 Vol/Vol)	T5 (E+A, 1:4 Vol/Vol)	DMS	p
pH	H ₂ O	7,50±0,53ns	6,53±0,59ns	7,20±0,62ns	7,27±0,47ns	7,23±0,51ns	-	0,05
H ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,68±0,24ns	1,07±0,30ns	0,99±0,34ns	0,77±0,39ns	0,82±0,50ns	-	0,05
Al ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0	0	0	0	0	-	0,05
m	%	0	0	0	0	0	-	0,05
CTC	cmol _c .dm ⁻³	5,10±0,01b	6,07±0,31a	5,33±0,38ab	5,20±0,20b	5,23±0,32b	0,84	0,05
S	cmol _c .dm ⁻³	4,23±0,23ns	5,00±0,52ns	4,37±0,21ns	4,43±0,23ns	4,37±0,29ns	-	0,05
V	%	86,00±5,20ns	82,00±5,29ns	81,67±5,51ns	85,33±6,81ns	84,33±8,50ns	-	0,05
CO	g.dm ⁻³	17,85 ± 3,09ns	16,33 ± 3,09ns	17,54 2,55ns	21,69±0,33ns	21,96±1,28ns	-	0,05
Na ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,13±0,04bd	0,06±0,03cd	0,46±0,13a	0,28±0,04ab	0,18±0,01bc	0,19	0,05
Ca ²⁺	%	2,00±0,10b	2,78±0,41a	2,03±0,20b	2,17±0,14ab	2,07±0,28b	0,71	0,05
Mg ²⁺	cmol _c .dm ⁻³	1,43±0,10ns	1,35±0,13ns	1,22±0,20ns	1,32±0,12ns	1,50±0,10ns	-	0,05
K ⁺	cmol _c .dm ⁻³	0,67±0,06ns	0,80±0,26ns	0,64±0,10ns	0,65±0,08ns	0,65±0,17ns	-	0,05
PO ₄ ²⁻	cmol _c .dm ⁻³	60,33±13,28ns	84,33±27,54ns	70,00±6,93ns	66,00±9,17ns	56,33±11,50ns	-	0,05
NH ₄ ⁺	mg.dm ⁻³	18,6 ± 4,04ns	30,33 ± 2,02ns	17,11±1,35ns	17,13±1,35ns	17,11±5,3ns	-	0,05
NO ₃ ⁻	mg.kg ⁻¹	16,33 ± 4,04b	93,33 ± 4,04a	22,55±10,7b	32,66± 1,21b	17,11 ± 1,45b	23,47	0,05

Fonte: Autor (2019)

Legenda: S: soma de bases (S = Ca + Mg + K); CTC: capacidade e de troca de cátions efetiva (CTC = S + Al); V: e saturação por bases; m: índice de saturação por alumínio; H: acidez potencial. DMS: Diferença não significativa

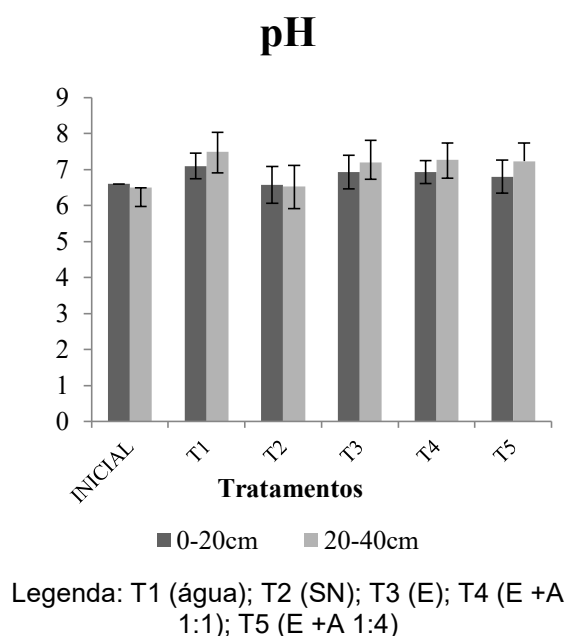
pH

O pH, na camada de (0-20) cm, apresentou maior valor médio no solo submetido ao tratamento T1, com 7,1, o que o caracterizou como um solo neutro, e o menor valor (6,6) foi registrado no tratamento T2. O pH nessa camada apresentou pouca variabilidade (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, os resultados foram semelhantes: o tratamento T1 registrou o maior valor de pH (7,5) e o menor valor (6,5) foi observado em T2. Os demais tratamentos (T3, T4 e T5) apresentaram pH maior que 7,0, caracterizando um solo alcalino, segundo o manual de classificação da EMBRAPA (EMBRAPA 2010) (Tabela 10).

O pH aumentou em todos os tratamentos, nas duas profundidades estudadas, quando comparado com o pH do solo inicial (Figura 10). Todos esses valores tiveram pouca variação de um tratamento para outro

estatisticamente não significativos. O pH do solo é uma determinação da concentração de íons H^+ na solução do solo, e influencia a disponibilidade de nutrientes (EMBRAPA 2017). O aumento do pH está relacionado diretamente às quantidades de íons H^+ dos pontos, ou sítios de troca, das superfícies da argila, na camada de (20-40) cm após a aplicação das soluções de irrigação, que foi bastante superior à camada de (20-40) cm do solo inicial.

Figura 10 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



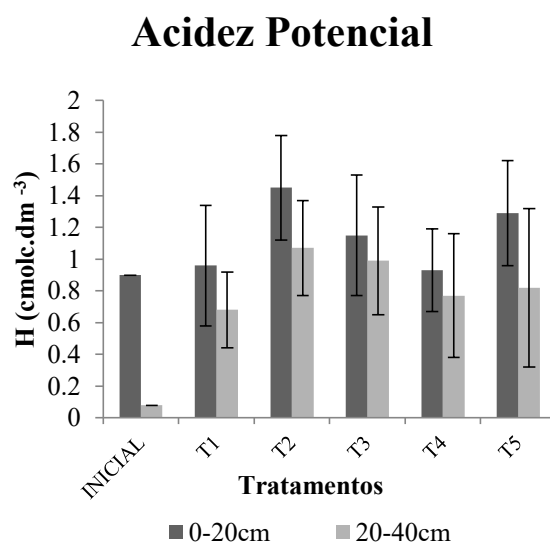
Fonte: Autor (2019)

Acidez Potencial (H^+ e Al^{3+})

A acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) é caracterizada pela soma da acidez trocável (refere-se aos íons H^+ e Al^{3+} que estão retidos na superfície dos coloides por forças eletrostáticas) com a acidez não trocável, que corresponde àquela acidez neutralizada até um determinado valor de pH. A acidez não trocável é representada pelo hidrogênio de ligação covalente, associado aos coloides com carga negativa variável e aos compostos de alumínio. No solo em estudo, o Al^{3+} não foi detectado no solo inicial, como também nas duas camadas de solo estudada após aplicação das soluções de irrigação. (Tabelas 8, 9 e 10)

Em todos os tratamentos e nas duas camadas de solo estudadas, houve grande crescimento da acidez potencial, destacando o tratamento T2, com o maior crescimento, e o tratamento T3, com melhor distribuição do íon H^+ nas duas camadas de solo (Figura 11). Todos esses valores tiveram pouca variação de um tratamento para outro, sendo estaticamente não significativos.

Figura 11 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação: acidez potencial



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

O fato do tratamento T3 (aplicação do efluente tratado não diluído) apresentar melhor distribuição dos íons H^+ é bastante importante para a fertilidade do solo, com relação à adsorção de íons, pois segundo Luchese *et al.* (2002), a caolinita, por não ser expansível, apresenta apenas a superfície externa em contato com a fase líquida, sua atuação como trocadora de cátions é pouco importante, isto aliado ao fato de que esse mineral apresenta poucas substituições isomórficas e por conseguinte poucas cargas negativas permanentes, ocasionando maior quantidade de cargas negativas dependentes do pH.

As cargas negativas dependentes do pH encontram-se nas superfícies quebradas da caulinita, onde o OH se torna $O - H^+$ e também na matéria

orgânica do solo. A reatividade desses grupos funcionais depende da relação de valência dos cátions e o número de coordenação.

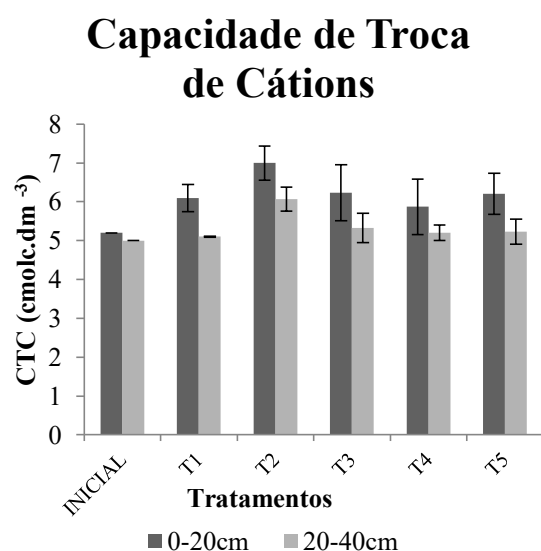
CTC (Capacidade de Troca de Cátions)

O maior valor de CTC do solo foi registrado, na camada de (0-20) cm, no T2 (7,0 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$); o segundo maior valor foi obtido em T3 (6,2 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$). O tratamento que apresentou o menor crescimento foi T4, com 5,9 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ (Tabela 9).

Na camada de (20-40) cm os resultados foram semelhantes: T2 apresentou maior crescimento, com CTC igual a 6,1 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$, seguido do T3, CTC igual a 5,3 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$. Já o tratamento que apresentou menor crescimento foi o T1, CTC igual a 5,1 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ (Tabela 9).

A CTC apresentou crescimento nas duas profundidades analisadas (0-20 cm e 20-40 cm), após aplicação das soluções de irrigação, quando comparadas com a CTC do solo inicial em suas respectivas profundidades. Comparando as profundidades, a CTC diminui com o aumento da profundidade em todos os tratamentos, inclusive no solo inicial (Figura 12).

Figura 12 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

O fato da CTC apresentar maior valor na camada de (0-20) cm está associado ao fato do cátion Ca^{2+} estar mais disponível para troca nessa profundidade (Tabela 6 e 7). Após a aplicação das soluções de irrigação, a adsorção do Ca^{2+} aumentou, uma vez que no solo natural a disponibilidade de Ca^{2+} era maior na camada de (20-40) cm. A capacidade de troca de cátions de um solo, de uma argila ou do húmus representa a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$) (EMBRAPA, 2010).

A CTC apresenta, portanto, a graduação da capacidade de liberação de vários nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade por um prolongado período e reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos da aplicação de fertilizantes. A maior parte da CTC do solo está ocupada por cátions essenciais como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ ; assim, pode-se dizer que esse é um solo bom para a nutrição das plantas, pois está pouco ocupado por cátions potencialmente tóxicos como H^+ e Al^{3+} .

Um valor baixo de CTC indica que o solo tem pequena capacidade para reter cátions em forma trocável, nesse caso, não se recomenda fazer adubações e calagens em grandes quantidades em uma única aplicação, mas de forma parcelada para que se evitem maiores perdas por lixiviação (EMBRAPA, 2010).

Segundo McGrath *et al.* (2014), os cátions são adsorvidos pela CTC com diferentes níveis de adsorção, influenciando a facilidade com que os cátions podem ser substituídos ou trocados por outros cátions. Para a maioria dos minerais, a força da adsorção de cátions, é:



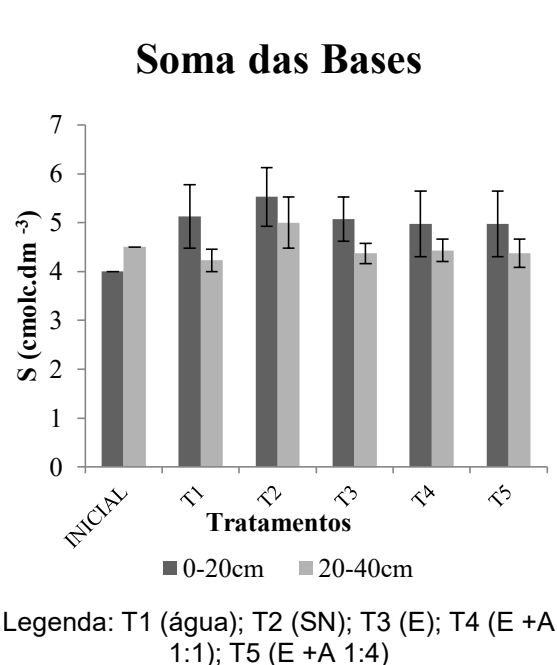
Soma das Bases e Saturação por bases

A soma de bases trocáveis (S) de um solo, argila ou húmus representa a soma dos teores de cátions permutáveis, exceto H^+ e Al^{3+} ($S = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$).

A soma das bases, na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T2 (5,5 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e menor valor em T4 e T5 (5,0 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 8). Na camada de (20-40) cm, o maior valor observado foi em T2 (5,0 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e menor valor foi registrado em T1 (4,2 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 10).

A soma das bases aumentou em todos os tratamentos na camada de (0-20) cm no solo, após as aplicações das soluções de irrigação, quando comparado com o solo inicial. Já na camada de (20-40) cm, apenas T2 apresentou aumento, quando comparada com o solo inicial (Figura 13). Porém todos esses valores tiveram pouca variação de um tratamento para outro, sendo estatisticamente todos iguais.

Figura 13 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Fonte: Autor (2019)

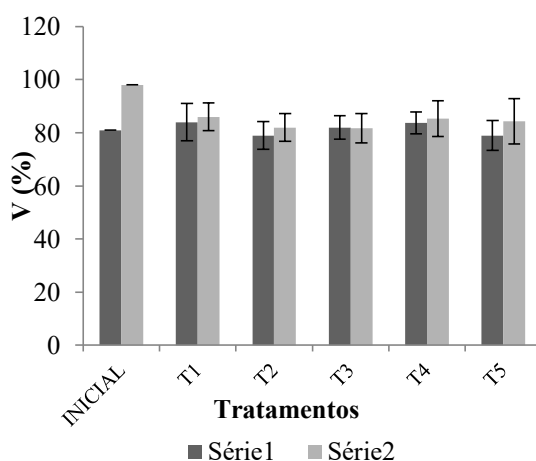
A saturação por bases (V%) é a soma das bases trocáveis expressa em porcentagem de capacidade de troca de cátions (EMBRAPA, 2015). Na camada de (0-20) cm do solo, após as aplicações das soluções de irrigação, houve pouca variação nos valores encontrados, destacando o tratamento T1,

em que foi observado o maior valor médio de V (84%). O menor valor foi registrado em T2 e T5 (ambos com 79%) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm também houve pouca variação nos valores encontrados, em T1 foi observado o maior valor (com 86% sendo o maior, e o menor o T3 com 81,7%(Tabela 10).

Ao compararmos os resultados obtidos após a aplicação das soluções de irrigação, com as características físico-químicas do solo inicial, percebemos que na camada de (0-20) cm do solo, os tratamentos T1, T3 e T4 apresentaram aumentos nos valores de saturação por base, e os tratamentos T2 e T5 registraram reduções nesses valores. Na camada de (20-40) cm, todos os tratamentos diminuíram (Figura 14).

Figura 14 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.

Saturação por Bases



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

Através da saturação por bases é possível classificar o solo em estudo como um solo fértil (eutrófico), pois em todos os tratamentos o valor de V foi superior a 50%. Um índice V% alto significa que há grandes quantidades de cátions, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} , saturando as cargas negativas dos colóides e que poucas delas estão sendo neutralizada por H^{+} e Al^{3+} . A maioria das

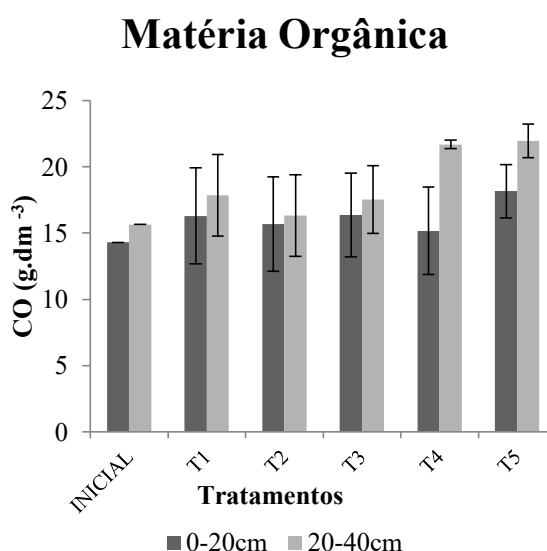
culturas apresenta boa produtividade quando no solo é obtido valor V% entre 50 e 80% e valor de pH entre 6,0 e 6,5. (EMBRAPA, 2010)

Matéria Orgânica

A matéria orgânica (CO) encontrada, após a aplicação das soluções de irrigação, na camada de (0-20) cm do solo em estudo, apresentou maior valor em T5 (18,2 gCO.kg⁻¹), e menor valor em T2 (15,7 gCO.kg⁻¹) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, os resultados foram semelhantes, com T5 apresentando o maior valor (22,0 gCO.kg⁻¹) e T2 o menor valor (16,3 gCO.kg⁻¹) (Tabela 10). Nas duas camadas os valores referentes aos teores e matéria orgânica se apresentam estatisticamente iguais.

Ao compararmos os teores de matéria orgânica do solo inicial com aqueles registrados no solo após as aplicações das soluções de irrigação, as duas camadas de solo (0-20cm e 20-40cm) apresentaram elevação nos teores de matéria orgânica, destacando os tratamentos com efluente tratado (T3, T4 e T5) que apresentaram maior aumento (Figura 15). Esses resultados corroboram os valores encontrados por Tahtouh *et al.* (2019), que ao utilizar águas residuais tratadas para irrigação, constatou que o teor de matéria orgânica aumentou ligeiramente em relação ao solo inicial.

Figura 15 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

Segundo EMBRAPA (2010), um solo com alta concentração de matéria orgânica ($25\text{-}30\text{ g.dm}^{-3}$) apresentará altos valores de CTC, H_2O e pH. No solo em estudo, a CTC é baixa e o solo está em uma região semiárida, o que contribui para valores baixos de matéria orgânica. Duarte (2017), ao aplicar água residual ao solo, concluiu que provavelmente, a maior concentração de nitrogênio e carbono tenha favorecido a rápida mineralização e, consequentemente, a diminuição dos teores de matéria orgânica dos solos.

Feigin *et al.* (1991) comentam que como a relação C/N típica de efluentes secundários domésticos é próxima a cinco ou menos, esses elementos são facilmente decompostos no solo e se tornam facilmente assimiláveis pelas plantas. Fonseca (2001), estudando a disponibilidade de N, verificaram alterações nas características químicas do solo e do milho irrigado com efluente tratado, constatando a rápida mineralização da matéria orgânica nos solos irrigados com esgoto tratado. Azevedo & Oliveira (2005), ao aplicar efluente de uma estação de tratamento de esgotos domésticos na cultura do pepino, encontraram teores de matéria orgânica no solo semelhantes aos teores obtidos neste estudo.

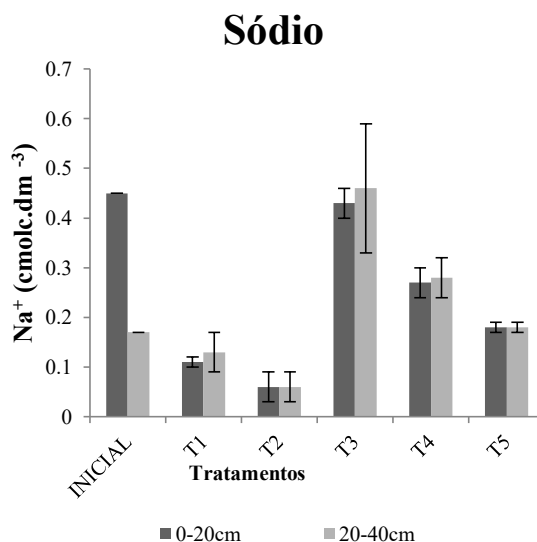
Sódio

O sódio (Na^+), na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T3 ($0,4\text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e menor valor em T2 ($0,1\text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, os resultados foram semelhantes, com T3 apresentando o maior teor de Na^+ ($0,5\text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e o menor teor foi registrado em T2 ($0,1\text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 10).

Ao compararmos a quantidade de Na^+ presente no solo após a aplicação das soluções de irrigação, com as concentrações iniciais desse cátion, todos os tratamentos apresentaram diminuição na camada de (0-20) cm. Já na camada de (20-40) cm, apenas os tratamentos com aplicação do efluente tratado (T3,

T4 e T5) apresentaram aumento de Na^+ , enquanto o T1 e o T2 registraram uma redução na quantidade de Na^+ , em relação ao solo inicial (Figura 16).

Figura 16 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

A capacidade do Na^+ presente no efluente tratado de se fixar ao solo foi relevante em relação aos outros tratamentos. Ou seja, a adsorção do Na^+ presente nos tratamentos T1 e T2, água de abastecimento e solução nutritiva respectivamente, foi bem menor que no solo irrigado com efluente tratado. Urbano *et al.* (2015), após a passagem de água de reuso de esgoto doméstico por um Latossolo Vermelho distrófico, constataram que a concentração de nutrientes no solo aumentou, incluindo o Na^+ , com tendência à salinização, mas, não houve danos às propriedades físicas do solo (SANDRI e ROSA, 2017)

Segundo Amorin *et al.* (2010), o sódio é adsorvido pelos minerais argilosos, mas sua fixação é a mais fraca como mencionado anteriormente e, por este motivo, o sódio é mais propenso à lixiviação. Por isso, em áreas com muita precipitação, como os climas tropicais e semitropicais, os solos

geralmente apresentam um baixo teor de sódio, que é levado para camadas mais profundas no solo.

Pelo contrário, em áreas áridas e semiáridas, ocorre frequentemente uma acumulação de Na^+ à superfície dos solos, porque a taxa de evaporação excede a reposição da água proveniente do solo, explicando maior concentração de Na^+ na camada de (0-20) cm do solo inicial, podendo resultar em uma deterioração da estrutura do solo, que tem um efeito negativo no equilíbrio de água e ar do solo. Além disso, com um maior teor de Na^+ , o pH torna-se mais alcalino.

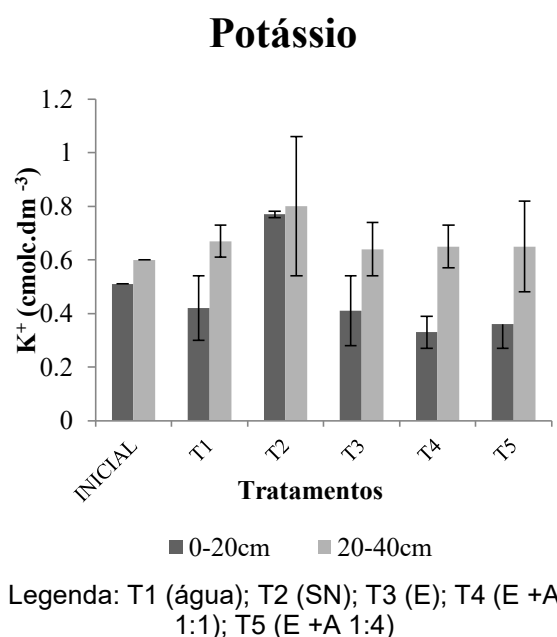
A irrigação com efluente tratado permitiu uma melhor distribuição do Na^+ nas camadas mais profundas do solo. Apesar do solo não ser um nutriente essencial a planta, ele controla a pressão osmótica nas células da planta, resultando numa utilização mais eficiente da água e podem substituir frequentemente os íons de K^+ em algumas funções metabólicas e osmorreguladoras e, por isso, os dois nutrientes são intercambiáveis em vários níveis.

Potássio

O potássio (K^+), na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T2 ($0,8 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e menor valor em T4 ($0,3 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm os resultados foram semelhantes, com T2 apresentando o maior valor, $0,8 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$, e T3, o menor valor, $0,6 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ (Tabela 10).

Comparando a quantidade de K^+ presente no solo após a aplicação das soluções de irrigação, apenas o tratamento irrigado com solução nutritiva (T2), apresentou aumento na camada de (0-20) cm, em relação ao solo inicial. Já na camada de (20-40) cm, todos os tratamentos apresentaram aumento de K^+ (Figura 17).

Figura 17 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Fonte: Autor (2019)

Corroborando ao fato de ter a menor força de adsorção, o K^+ apresentou menor retenção nas camadas de (0-20) cm, em quase todos os tratamentos, exceto no tratamento irrigado pela solução nutritiva (T2). O fato do T2 apresentar as mais elevadas concentrações de K^+ , não pode ser associado às características físico-químicas do solo, pois em todos os outros tratamentos que se mostram estaticamente iguais, o K^+ lixiviou para a camada mais profunda. Este fato pode ser associado sim à composição da solução nutritiva.

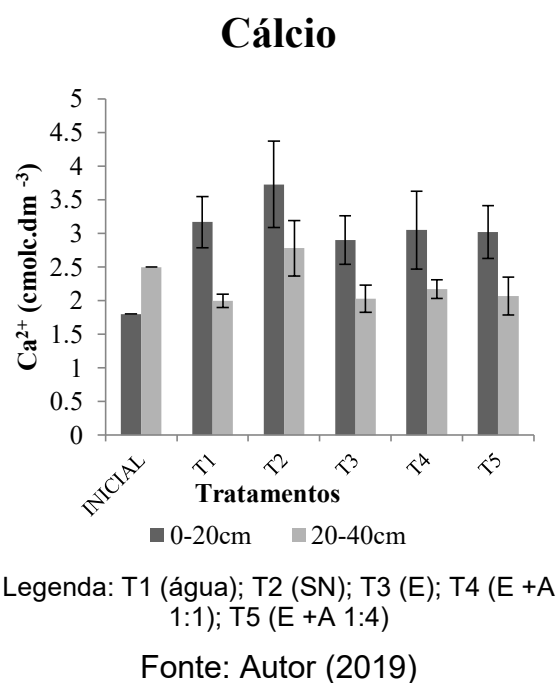
Caovilla *et al.* (2010) e Cabral *et al.* (2014) concluíram que ao aplicar efluente de suinocultura, a lixiviação do K^+ aconteceu, e esse elemento ficou retido nas camadas mais profundas do solo. De maneira semelhante, Sandri e Rosa (2017) encontraram teores de K^+ maiores nas camadas mais profundas. Os autores atribuíram os teores mais elevados de K^+ na camada mais profunda à sua mobilidade no perfil do solo, sendo favorecida pela água da irrigação. O que concorda com Doblinski *et al.* (2010), que ao aplicar água residual de suinocultura na cultura do feijão, verificaram que a mobilidade no perfil do solo é maior para o potássio, quando comparado com os outros íons.

Cálcio e Magnésio

O cálcio, na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T2 (3,7 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e menor valor em T3 (2,9 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, repetiu-se o T2 com o maior valor de 2,8 ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e o menor valor foi registrado em T1 (2,0 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 10).

Comparando os teores de Ca^{2+} presentes no solo inicial com os registrados no mesmo solo após a aplicação das soluções de irrigação, todos os tratamentos apresentaram aumento na camada de (0-20) cm. Já na camada de (20-40) cm, apenas o tratamento que recebeu a solução nutritiva (T2) apresentou aumento de Ca^{2+} (Figura 18).

Figura 18 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação

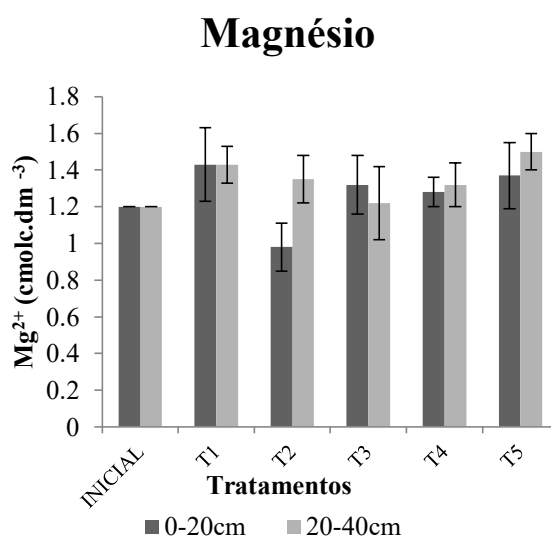


O magnésio (Mg^{2+}) na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T1 (1,4 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e menor valor em T(2) (0,98 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, T1

registrou o maior valor de magnésio ($1,4 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), e o menor valor foi observado em T3 ($1,2 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 10).

Comparando a quantidade de Mg^{2+} presente no solo inicial, com o solo após a aplicação das soluções de irrigação, todos os tratamentos apresentaram aumento na camada de (0-20) cm, em relação ao solo inicial, exceto o tratamento que sofreu aplicação da solução nutritiva (T2). Já na camada de (20-40) cm, todos os tratamentos apresentaram aumento de Mg^{2+} (Figura 19).

Figura 19 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

Os valores de Ca^{2+} e Mg^{2+} encontrados no solo após a aplicação das soluções de irrigação mostram que os íons Ca^{2+} contidos nas soluções, por terem força de adsorção maior que o Mg^{2+} , ficaram retidos na camada de (0-20) cm, em todos os tratamentos, onde a CTC se encontrava mais elevada. Esse fato também foi observado por Sandri e Rosa (2017), ao aplicar efluente doméstico tratado no solo obteve níveis mais elevados de Ca^{2+} na camada de (0-20) cm.

O íon Mg^{2+} apesar de não ter apresentado grande diferença na quantidade de uma camada para outra, em todos os tratamentos, mostra que o íon contido nas soluções de irrigação possui uma mobilidade igual para as duas camadas de solo estudada. Tal fato pode ser devido à intensa liberação deste íon com a mineralização da matéria orgânica retida nessa faixa do solo, com o passar do tempo, e à alta concentração de potássio, conhecido competidor com o magnésio na absorção pelas plantas, causando baixa absorção desse nutriente e consequente acúmulo no solo (ERTHAL *et al.*, 2010).

O solo em estudo demonstra ser um reservatório de Ca^{2+} e Mg^{2+} , destacando o Ca^{2+} nas camadas menos profundas. Explicado por McGrath *et al.* (2014), ao dizer que a fonte de cálcio e magnésio são tipicamente minerais de carbonato que se dissolvem com decréscimos de pH que ocorrem com atividades agrícolas normais e precipitação. O Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes no solo diminuem à medida que o pH cai para valores abaixo de 6,0. Isto porque o Ca e o Mg são cátions de bases que são mantidos na CTC por reações de permuta de íons. Portanto, a pH básico permite que o Al^{3+} não domine a CTC da solução do solo, aumentando assim a atividade do Ca^{2+} e Mg^{2+} e o que não permite potencialmente lixiviação.

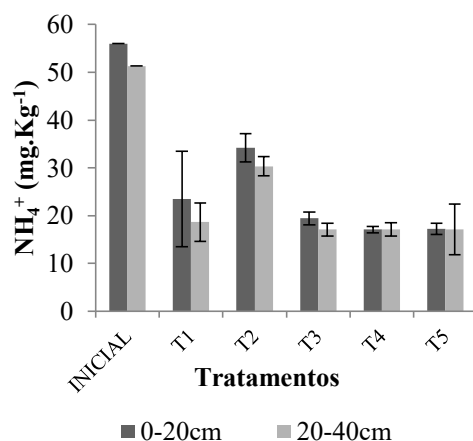
Nitrogênio Amoniacal e Nitrato

O nitrogênio amoniacal (NH_4^+), na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T2 (34,2 $mg.kg^{-1}$), e menor valor em T4 (17,1 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm se repetiu o T2 com o maior valor igual a 30,3 $mg.kg^{-1}$ e os menores valores nos tratamentos que receberam aplicação do efluente tratado (T3, T4 e T5) (Tabela 10).

Comparando a quantidade de NH_4^+ presente no solo após a aplicação das soluções de irrigação, todos os tratamentos apresentaram diminuição na camada de (0-20) cm, em relação ao solo inicial, como também na camada de (20-40) cm (Figura 20).

Figura 20 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.

Nitrogênio Amoniacal



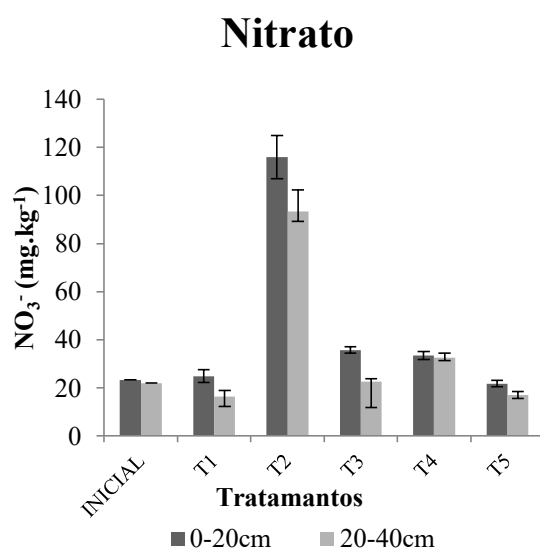
Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

O nitrato (NO_3^-), na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T2, $115,9 \text{ mg.kg}^{-1}$, e menor valor em T5, $21,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, se repetiu o T2, com o maior valor de $93,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ e o menor valor em T1, $16,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Tabela 10).

Comparando a quantidade de NO_3^- presente no solo, após a aplicação das soluções de irrigação, todos os tratamentos apresentaram aumento, exceto o T5, na camada de (0-20) cm, em relação ao solo inicial. Já na camada de (20-40) cm, apenas T2, T3 e T4 apresentaram aumento em relação ao solo inicial (Figura 20).

Figura 20 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Fonte: Autor (2019)

O que é notório em ambos os tratamentos é a redução de amônia e o aumento de nitrato. Isso acontece devido a um fenômeno conhecido de nitrificação. As bactérias do gênero *Nitrossomonas* transformam a amônia ionizada em nitrito, e em seguida de nitrito a nitrato através das bactérias do gênero *Nitrobacter*, quando estão em condições aeróbicas. Neste processo ocorre primeiro a oxidação do NH_4^+ a NO_2^+ e depois ocorre a oxidação do NO_2^- a NO_3^- (nitrificação).

Outro ponto que pode provar isso, é a afirmação de Peixoto (2008), em que ele afirma que quando os valores do pH estão próximos na neutralidade, ocorre maior possibilidade de nitrificação.

Segundo Azevedo e Oliveira (2018), o nitrogênio amoniacal geralmente se transforma em nitrato, o qual é utilizado para absorção. Então é mais importante que haja elevados valores de nitrato no solo do que teores de amônia, pois as raízes das plantas absorvem o nitrato presente no solo para o seu interior.

Deve-se tomar cuidado é com os níveis de NO_3^- que lixiviam, pois esses podem chegar a contaminar os lençóis freáticos tornando-se um problema tanto ambiental quanto de saúde pública. Pois quando os teores de NO_3^- excedem 10 mg.dm^{-3} , a água de consumo pode acarretar problemas para a saúde humana (FEWTRELL, 2004).

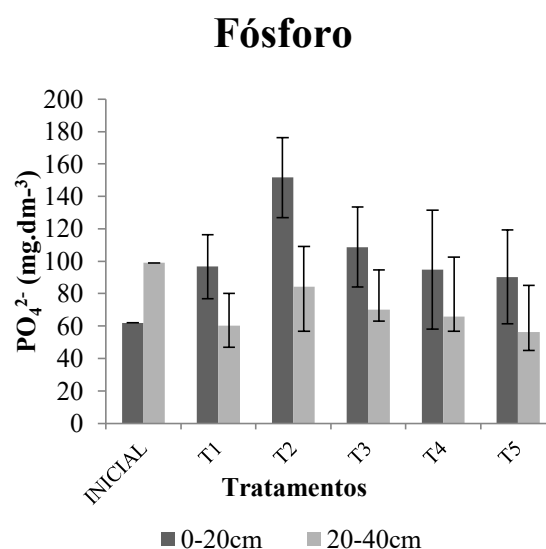
Uma alta concentração de N no solo que excede os requisitos de cultura é um potencial poluente ambiental e pode ser lixiviado a profundidades inferiores dependendo irrigação e precipitação (BRADY e WEIL de 2016; USEPA 2012). Por isso, é importante considerar as práticas nas explorações agrícolas, tais como o uso de alta eficiência nos sistemas de irrigação.

Fósforo

O fósforo (P), na camada de (0-20) cm do solo, após a aplicação das soluções de irrigação, apresentou maior valor em T2, com $151,7 \text{ mg.dm}^{-3}$, e menor valor em T5, com $90,3 \text{ mg.dm}^{-3}$ (Tabela 9). Na camada de (20-40) cm, após aplicação das soluções de irrigação, o T2 apresentou o maior valor de $84,3 \text{ mg.dm}^{-3}$, e o menor valor foi apresentado pelo T5, com $56,3 \text{ mg.dm}^{-3}$ (Tabela 10).

Comparando a quantidade de P presente no solo inicial com o solo após a aplicação das soluções de irrigação, todos os tratamentos apresentaram aumento na camada de (0-20) cm, em relação ao solo inicial. Já na camada de (20-40) cm, todos os tratamentos apresentaram diminuição (Figura 21).

Figura 21 – Comparação das análises físico-químicas das camadas de solo estudadas antes e após aplicação das soluções de irrigação.



Legenda: T1 (água); T2 (SN); T3 (E); T4 (E +A 1:1); T5 (E +A 1:4)

Fonte: Autor (2019)

Segundo o Manual de Fertilidade do Solo (1997), o fósforo é um elemento que pouco se move no solo, sendo perdido muito pouco em lixiviação, principalmente se o solo for compacto. Isso explica o aumento da concentração de fósforo na primeira camada após a realização dos Tratamentos.

Como ocorreu um aumento na primeira camada e uma redução na segunda, pode-se concluir que o fósforo presente nas soluções de irrigação ficou quase que em sua totalidade retido na primeira camada. Quando o lixiviado da primeira camada passou para a segunda, estava com uma baixa concentração de fósforo, então lixiviou o restante de fósforo que estava presente na segunda camada do solo.

O pH está entre 6,0 e 7,5, tanto no solo natural, quanto nas amostras de solo que receberam as soluções de irrigação. Segundo Klein e Agne (2012), nessa faixa predomina-se o fósforo na forma H_2PO_4^- . Como a argila também apresenta carga negativa, ocorre repulsão do fósforo, porém mesmo com a

repulsão entre as cargas, o fósforo ainda permaneceu ligado ao solo. Além da baixa mobilidade, esta fixação ocorreu por conta do aumento do CTC do solo. O valor do CTC, capacidade de troca de cátions, mostra que aumentou a quantidade de bases na primeira camada de solo, essas bases com carga positiva se ligaram ao fósforo de carga negativa, fazendo assim com que ele se fixasse, destacando o Ca^{2+} , que sofreu grande aumento nas camadas de (0-20) cm, em todos os tratamentos.

Segundo o Manual de Fertilidade do Solo (1997), a solubilidade do fósforo mostra a disponibilidade, ou até mesmo o quão retido, fixado, ele pode se tornar no solo. Com o pH entre 5,5 e 7,0, o fósforo se encontra em suas formas mais solúveis. Os valores de pH encontrados nas amostras de solo, apresentaram valores próximos a esse intervalo. O que apenas retifica o resultado, mostrando que o fósforo dentre dessa faixa, tende a ficar retido no solo. Duarte *et al.* (2017) realizou um estudo também aplicando efluente de ETE em um solo do tipo Latossolo Vermelho Amarelo. Este solo apresentava inicialmente uma concentração de $7,7 \text{ mg.dm}^{-3}$ de fósforo, após o Tratamento com água residual filtrada por filtro de areia e discos, a concentração de fósforo aumentou para $236,7 \text{ mg.dm}^{-3}$, mostrando um aumento significativo da quantidade de fósforo.

Constatado por Erthal *et al.* (2010), ao observarem que na camada superficial (0 a 0,10 m) houve elevação nos teores de fósforo ao aplicarem diferentes taxas de água residual de bovinocultura. O mesmo foi comprovado por BARRETO *et al.* (2013) ao aplicarem efluente doméstico tratado na irrigação por gotejamento em mamoneira, exemplos que corroboram com os resultados presente nesta pesquisa.

De acordo com Klein e Agne (2012), deve-se tomar cuidado com o excesso de fósforo presente no solo, pois esse pode passar de nutriente a poluente. O fósforo é um elemento que pode causar poluição aos cursos d'água, principalmente as superficiais. O excesso do fósforo pode causar eutrofização, que é o aumento de nutrientes na água, fazendo com que ocorra o crescimento de algas e plantas, que podem reduzir a quantidade de nitrogênio disponível na água e causar a morte dos peixes.

Segundo Braga (2015) o fósforo também pode causar a redução na absorção de manganês, deficiência de zinco e a redução da absorção de potássio. Ao comparar a quantidade de potássio presente no solo natural, com a quantidade após os tratamentos, percebe-se que a alteração de potássio foi muito baixa, motivo este que pode ter sido causado devido ao aumento de fósforo.

Em um estudo realizado por Raji *et al.* (2010) para o cultivo de hortaliça, um teor de fósforo acima de 120 mg.dm^{-3} é considerado alto, então a utilização dos tratamentos irrigados com efluente tratado e água de abastecimento não ocasionaria problemas. Porém como no Tratamento 2 a concentração foi de $151,7 \text{ mg.dm}^{-3}$, considera-se uma concentração alta para cultivo de hortaliças, como era de se esperar, já que a solução de irrigação em T2, mostrou-se com o teor de fósforo o dobro acima do permitido pela EMBRAPA (2010) (Figura 3g).

5.5 TOXICIDADE EM PLANTA

Caracterização da alface usado como bio-indicador

Os resultados da análise em tecido foliar das plantas de alface, estas utilizadas como bio-indicador, após 45 dias de irrigação, encontram-se descritos na Tabela 11.

Tabela 11- Análise foliar da alface utilizada como bio-indicador

Parâmetros		P	NTK	PROTEÍNA BRUTA
Unidade		(g.kg ⁻¹)	(g.kg ⁻¹)	(%)
TRATAMENTOS	T1 (A)	2,65 ± 0,37 b	2,73±1,44ns	17,08±9,05ns
	T2 (SN)	4,11 ± 0.35 a	1,53 ±0,50ns	9,58±3,15ns
	T3 (E)	2,63 ± 0,07 b	2,8 ± 0,75 ns	17,5±4,72 ns
	T4 (E+A, 1:1)	2,52 ± 0,53 b	2,63 ± 0,55 ns	16,46±3,44 ns
	T5 (E+A, 1:4)	2,15 ± 0,54 b	1,00±0,71ns	9,38±3,13 ns
DMS		2,23	-	-
p		0,05	0,05	0,05

Fonte: Autor (2019)

Legenda: DMS – diferença mínima significativa; ns – não significativo.

A respeito dos parâmetros de desenvolvimento das plantas, esses não apresentaram resultados satisfatórios após 45 dias de cultivo. Após o transplante (Figura 22), as plantas se desenvolveram, mas esse crescimento foi retardado e, 15 dias após o transplante, as características das plantas permaneceram inalteradas, até o final do experimento (Figura 23). Características como folhas inferiores pálidas e amareladas, biomassa com tonalidades verde mais claro e as ramificações reduzidas foram algumas características físicas verificadas nas plantas testes.

Figura 22 – Mudas de alface após duas semanas de cultivo, prontas para transplântio.



Fonte: Autor (2019)

Figura 23 – Plantas de alface após 45 dias de cultivo, ao final do experimento.



Fonte: Autor (2019)

O maior valor de teor de fósforo foi encontrado no tecido foliar das plantas submetidas ao tratamento T2 (solução nutritiva), com valor igual a $4,1 \text{ g.kg}^{-1}$, e o menor valor foi apresentado foi registrado em T5 (25% de efluente), com valor de $2,2 \text{ g.kg}^{-1}$. O fósforo, apenas no tratamento abastecido pela solução nutritiva (T2), apresentou níveis adequados para a alface, conforme descrito por Raij (2010). Esse teor foi próximo ao limite inferior do intervalo mencionado por esses autores, que é de $4,0$ a $7,0 \text{ g.kg}^{-1}$. Mesmo havendo teores elevados de fósforo também na solução de irrigação do tratamento abastecido pelo efluente tratado sem diluição (T3), não houve efeito significativo entre esses tratamentos para esse íon na parte aérea da alface.

Quando comparado o teor de fosforo no tecido foliar, os resultados encontrados nos tratamentos T1 (água de abastecimento), T3 (100% de efluente), T4 (50% de efluente) e T5 (25% efluente) foram estaticamente iguais; porém, quando observada suas respectivas soluções de irrigação (Tabela 5), suas quantidades apresentam bastante diferença. Neste caso, a presença de fósforo no solo em quantidade suficiente para atendimento da necessidade da alface pode ter influenciado na não-diferenciação entre os tratamentos (Tabela 9), ocasionando a saturação de fósforo no solo, e dificultando a absorção do mesmo pela planta. Como citado anteriormente, um teor de fósforo acima de 120 mg.dm^{-3} é considerado alto (RAIJ, 2010), porém neste estudo, teores acima de 90 mg.dm^{-3} , mostra que a planta não conseguiu absorver boa quantidade de fósforo.

De uma forma geral, as quantidades de fósforo exigidas pelas culturas são baixas, principalmente quando comparadas com o N e K. Além de afetar o desenvolvimento da planta, o P pode interferir no equilíbrio nutricional da cultura. A deficiência de P em alface provoca atraso no crescimento das plantas e má formação da parte aérea (KATAYAMA, 2015). Em plantas muito novas, a deficiência desse nutriente pode provocar a morte.

O nitrogênio encontrado no tecido vegetal, apresentou maior valor no T3 (100% efluente), com valor igual a $2,8 \text{ g.kg}^{-1}$, e o menor valor registrado foi no T5 (25 % de efluente), com valor de $1,0 \text{ g.kg}^{-1}$. Esses valores são considerados muito baixos para a alface, quando comparados aos valores de 30 a 50 g kg^{-1} (RAIJ, 2010).

A pouca absorção de nitrogênio pela planta pode estar associada ao pH do solo e a toxicidade do íon amônio. As plantas absorvem o nitrogênio do solo tanto por meio de íons NH_4^+ , quanto por meio de íons NO_3^- , mas dado que a nitrificação é tão difundida em solos agriculturáveis, a maior parte do nitrogênio é captada como nitrato.

Também pode associar o menor crescimento das plantas a fatores ligados à menor atividade fotossintética dessas plantas, em virtude da ação negativa do íon amônio (NH_4^+) sobre a condutância estomática na planta em experimento com mandioca (CRUZ, 2007). A condutância estomática pode ter afetado diretamente a abertura e o fechamento estomático das plantas, interferindo na transpiração e fotossíntese e assim comprometendo o crescimento da planta.

O nitrato se desloca livremente pelas raízes das plantas conforme elas absorvem água. Uma vez no interior dessas, o NO_3^- é reduzido à forma de NH_2 , que é assimilado para a produção de compostos mais complexos. Dado que as plantas requerem quantidades muito grandes de nitrogênio, um amplo sistema de raízes é necessário para permitir uma captação ilimitada. Plantas com raízes restringidas pela compactação podem apresentar sinais de deficiência de nitrogênio, mesmo quando o nitrogênio adequado está presente no solo.

O mecanismo de absorção de NO_3^- ocorre somente na forma ativa, contra um gradiente eletroquímico (WILLIAMS & MILLER, 2001). Transportar NO_3^- contra esse gradiente requer muito gasto de energia metabólica. O pH ótimo para a absorção de NO_3^- é abaixo de 6,0, isso se dá presumivelmente devido a maior disponibilidade de H^+ para o co-transporte (EPSTEIN & BLOOM, 2004). Neste estudo, o pH está acima de 6,5, outro fator que pode ter contribuído para a baixa absorção de nitrogênio pela planta.

6 CONCLUSÃO

A análise da mobilidade dos íons advindos do efluente da lagoa de maturação, através do líquido lixiviado, mostrou que o Ca^{2+} , o NH_4^+ ficaram retidos na camada inicial do solo. O NO_3^- e o PO_4^{2-} , lixiviaram para as camadas mais profundas, porém a lixiviação do fósforo está ligada tanto as características físicas e químicas do solo, como também a forma do fósforo disponível tanto no solo como no efluente.

Em relação ao solo em estudo, o pH após as aplicações das soluções de irrigação não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, variando pouco em relação ao solo inicial. A acidez potencial apresentou destaque no solo abastecido pelo efluente não diluído (T3), pois este teve melhor distribuição do íon H^+ nas duas camadas de solo (0-20 cm e 20-40 cm), enquanto o solo abastecido pela solução nutritiva apresentou acidez potencial maior, que pode tornar-se tóxico as plantas.

A CTC apresentou um aumento na camada de 0-20 cm, pois o cátion Ca^{2+} se tornou mais disponível para troca nessa profundidade, em todos os tratamentos. Isto fez com que o solo se tornasse mais fértil pois este aumento, melhora a capacidade de liberação de vários nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade por um prolongado período e reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos da aplicação de fertilizantes.

A saturação por base encontrada permite identificar que há grandes quantidades de cátions, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , pois os índices de V(%) foram altos em todos os tratamentos, destacando o solo irrigado pelo efluente sem diluição (T3), que apresentou aumento nas camadas superiores do solo, enquanto o solo irrigado pela solução nutritiva (T2) apresentou diminuição.

Apesar do solo apresentar baixos valores de matéria orgânica, os solos irrigados com o efluente (T3, T4 e T5), apresentou aumento nas duas camadas de solo em estudo, diferentemente do solo irrigado pela solução nutritiva (T2). Semelhante a matéria orgânica, o sódio foi encontrado em maiores quantidades no solo irrigados com o efluente (T3, T4 e T5).

O potássio retido no solo, foi lixiviado em todos os tratamentos, exceto no solo abastecido pela solução nutritiva, fato esse que deve estar associado a composição da solução nutritiva.

O solo se apresentou como um grande reservatório de cálcio e magnésio, onde o cálcio teve grande aumento nas camadas de 0-20 cm, influenciando diretamente na CTC, em todos os tratamentos.

Quanto ao nitrogênio, percebe-se que a aplicação resultou no aumento de nitrato presente no solo e uma redução de amônia, isso devido ao processo de nitrificação. Contudo, como a raiz absorve para seu interior o nitrato, o aumento de nitrato é considerado positivo. Mas deve-se tomar cuidado, principalmente em relação ao solo irrigado pela solução nutritiva que apresentou grande aumento em relação aos outros tratamentos, para que o nitrato não fique em excesso e lixívie para os lençóis subterrâneos e os contaminem, causando assim impacto ambiental e podendo acarretar danos à saúde humana.

Os valores de fósforo no solo aumentaram, na camada de 0-20 cm, mostrando assim que os tratamentos são eficazes para aumentar a quantidade de fósforo em solos até mesmo com altas concentrações. Porém é necessário fazer um estudo prévio para que a quantidade de fósforo no solo não se exceda e ele passe a ser um poluente. Então deve-se estudar a concentração de fósforo no solo, bem como a concentração requerida pela cultura que ali será cultivada.

A aplicação do efluente doméstico tratado, da lagoa de maturação é uma solução viável para substituir a água de abastecimento na irrigação, proporcionando também uma melhoria nos nutrientes do solo, aumentando a sua fertilidade. Quando comparado o uso do efluente tratado com a solução NPK, estes apresentaram semelhança e até superioridade de efluente em alguns casos.

A utilização de alface como bioindicador mostrou que teores de fósforo acima de 90 mg.dm^{-3} no solo em estudo, fez com a planta não conseguisse absorvê-lo. Em relação ao nitrogênio encontrado na planta, foram muito baixos, podendo estar associado a toxicidade pelos íons amônio e ao pH está próximo da neutralidade, dificultando assim a absorção de nitrato pela planta.

A alface não se mostra uma cultura adequada para ser cultivada, neste tipo solo, irrigado com estas soluções.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação, 1997. Disponível em: <http://www.acquasana.com.br/legislacao/nbr_13969.pdf>. Acesso em: abril.2018.

ALAMINO, R. C. J. A influência do acréscimo de bentonita nos mecanismos de sorção de zinco, cádmio e níquel em solos residuais. Dissertação . Rio de Janeiro: UFRJ, IGeo, PPGI, 2010. 146p.

ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. REVISTA BIOCÊNCIAS. V16, n 1, 2010.

AMORIM, J. R. A; CRUZ, M. A. S; RESENDE, R. S; BASSOI, L. H; FILH, J. G. S. Espacialização da Porcentagem de Sódio Trocável do Solo no Perímetro Irrigado Califórnia, em Canindé de São Francisco, Sergipe. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. ISSN 1678-1953. EMBRAPA. 2010

ANA – Agência Nacional das Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, p. 37 – 154, 2013.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20^a ed. (2012).

AZEVEDO, L. P.; OLIVEIRA, E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e na produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola, v.25, n.1, p.253-263, 2018

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo como aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 6, p. 25. 2008.

BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrogênio em Latossolo incubado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 4, p. 947-958, 2009.

BRADY, NC, WEIL, RR. A natureza e propriedades dos solos. Peaeson Prentice Hall, New York, 15 ed, EUA ISBN 97801351338773. 2016

BRAGA, J. M. Avaliação da fertilidade do solo (ensaios de campo). Viçosa, Impr. Univ., UFV, 2015

CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Changes in chemical properties of dystrophic Red Latosol as result of swine wastewater application. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.18, n.2, p.210–216, 2014

CAMERON K C, DI H J, MOIR J L.. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Annals of Applied Biology*, 162, 145–173. 2013

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; SMANHOTTO, A. NÓBREGA, L. H. P.; QUEIROZ, L. M. F.; GOMES, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.7, p.692–697, 2010

CAVALLET L. E; LUCCHESI, L. A. C; MORAES, A; SCHIMIDT, E; PERONDI, M. A; FONSECA, R. A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzimas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.3, 724 – 729. 2006.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W. S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – estudo de caso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 42-51, jan/mar. 2007.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Norma Técnica CETESB P4-231. Vinhaça - Critérios e procedimentos para aplicação

no solo agrícola, 2006. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/P4_231.pdf>. Acesso em: abril2018.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Norma Técnica CETESB P4-002. Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola, 2010. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/servicos/normas/pdf/P4002.pdf>>. Acesso em: abril2018.

COSTA, P. O. da S. Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA. Dissertação (mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 171p. 2002.

COSTA, A.L.; LIMA, J. M.; NETO, M. R.; SILVA, C. A.; CANNATA, M. G. Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura. Revista Ciências Agrárias, v. 57, n. 4, p. 396-406, 2014.

COSTA, F. X.; LIMA, V. L. A.; BELTRÃO, N. E. D. M.; AZEVEDO, C. A. V.; SOARES, F. A. & Alva, I. D. M. Efeitos residuais da aplicação de biossólidos e da irrigação com água residuária no crescimento do milho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 13(6), 687-693, 2009.

DANTAS, I. L. A.; FACCIOLI, G. G.; MENDONÇA, L. C.; NUNES, T.P.; VIEGAS, P. R.A.; SANTANA, L. O. G.; Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus* L.). Revista água e ambiente. vol. 9 n. 1. 2014

DIAS, N. S.; BLANCO, F. F. Efeitos dos sais no solo e na planta. Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade. Fortaleza , p.133-144. 2010.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R. D A.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean. crop. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.14, n.1, p.87-93, 2010.

DOS SANTOS, J. S; LIMA, V. L. A; BORGES JUNIOR, J. C. F; SILVA, L. V. B. D; AZEVEDO, C. A. V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuárias doméstica e de suinocultura. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 11, 1226 – 1233. 2010

DUARTE, A. Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do pimentão (*Capsicum annun L*). 2006. 187f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

DUARTE, R. L. Qualidade da água em área de cultivo de hortaliças – estudo preliminar do córrego água comprida, barra mansa – RJ. Dissertação. 2017

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise do solo 2. Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA CNPS, 1997.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília, DF.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. ISSN 1806-3322. 2010

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos / Humberto Gonçalves dos Santos [et al.]. – 4. ed. – Brasília, DF, 2014.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo. Documento 206. ISSN 1678-1953. 2015

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2017

EPSTEIN, E; BLOOM. Nutrição animal de plantas. Principios e Perspectivas. Sunderland, MA. Sinauer Associates. Erisman. 2005.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água

residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.5, p.467–477, 2010.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 233p. 1991.

FIGUEIREDO, P. Adubação orgânica e contaminação ambiental. *Revista Verde Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 5, n. 3, p. 1-4, 2010.

FONSECA, A. F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. Piracicaba: ESALQ. 110p. Dissertação Mestrado. 2001.

GEHLING, G. Lagoas De Estabilização. IPH 02058: Tratamento de Água e Esgoto Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Departamento de Obras Hidráulicas. 2017.

GERVÁSIO, E.S; CARVALHO, J.A; SANTANA, J.A. Efeito da salinidade da água de irrigação na produção da alface americana. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.4, n.1, p.125-128, Campina Grande, PB, DEAg/UFPB. 2000

GOMES, A. O. 2016. Reúso de efluente tratado para recuperação de área degradada. Dissertação (mestrado). Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental. Recife. 116p.

GRYCZAK, M; KILIPPER, J.T; COSTA, P.D; MACCARI,A; Sementes de lactuca sativa como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. *Revista Tecnologia e Ambiente*, v. 24, Criciúma, Santa Catarina/SC ISSN Eletrônico 2358-9426 e ISSN Impresso 1413-8131. 2018

HARGREAVES, J.; ADL, M.; WARMAN, P. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 123, n. 1-3, p. 1-14, 2008.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal Environmental Quality*, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH*, Porto Alegre, ed. comemorativa, v. 7, n. 4, p. 75-97, dez. 2002.

HOAGLAND DR; ARNON DI. The waterculture method for growing plants without soil. Berkeley, CA: Agric. Exp. Stn., Univ. of California. (Circ. 347).1950

HONG, S. M.; PARKB, J. K.; LEEC, Y, O. Mechanisms of microwave irradiation involved in the destruction of fecal coliforms from biosolids. *Water Research* 38 (2004)

HUANG, J.; DUAN, Y.; XU, M.; ZHAI, L.; ZHANG, X.; WANG, B.; ZHANG, Y.; Nitrogen mobility, ammonia volatilization, and estimated leaching loss from long-term manure incorporation in red soil. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(9): 2082–2092. 2017

JALALI, M., NADERI, E., 2012. The impact of acid rain on phosphorus leaching from a sandy loam calcareous soil of the western Iran. *Environ. Earth Sci.* 66, 311e317.

KATAYAMA M. Nutrição e adubação de alface, chicória e almeirão. In: FERREIRA ME; CASTELLANE PD; CRUZ MCP. Nutrição e adubação de hortaliças. Piracicaba: Potafos. p. 141-148. 2015

KLEIN, C; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente. *Ver. Elet. Em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 8, nº 8, p. 1713-1721, set-dez, 2012.

KOMILIS, D. P.; TZIOUVARAS, I. S. A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Management*, v. 29, p. 1504-1513, 2009.

LIMA, D. C.; CHAVES, M.; LIMA, A. D.; LIMA, D. L. Reúso de água para irrigação: Uma abordagem reflexiva. Colóquio Sociedade, Políticas Públicas, Cultura e Desenvolvimento. 18p. 2012.

LIU M Q, HU F, CHEN X Y, JIAO J. Organic amendments with reduced chemical fertilizer promote soil microbial development and nutrient availability in a subtropical paddy field: The influence of quantity, type and application time of organic amendments. *Applied Soil Ecology*, 42, 166–175. 2012

LUCHESE, E.B; FAVERO, L.O.B. Fundamentos da química do solo. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, pag 19-45. 2002.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. *Water Research*. v33. n7. p 1-13. 1999.

MCGRATH, JM; SPARGO, J; PENN, CJ. Fertilidade do solo e nutrição de plantas. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, Volume 5. 2014

PAN G, SMITH P. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129, 344–348. 2009

PEREIRA, C. M. Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção - Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

PIRES, Regina Célia de M. et al. AGRICULTURA IRRIGADA. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, Campinas, p. 98-111, jun. 2018.

PIZZEGHELLO, D., BERTI, A., NARDI, S., MORARI, F., 2011. Phosphorus forms and P sorption in three alkaline soils after long-term mineral and manure applications. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 58e66.

QIN, H.L., QUAN, Z., LIU, X.L., LI, M.D., ZONG, Y., WU, J.S., WEI, W.X., Phosphorus status and risk of phosphate leaching loss from vegetable soils of

different planting years in suburbs of Changsha, China. *Agric. Sci. China* 9, 1641e1649. 2010.

RAIJ, B. VAN; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. ANÁLISE química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. 4. ed. Campinas: Fundação Cargill, 343p, 2010

SAMPAIO, L. F. S.; MENDONÇA, L. C. Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização, localizado em São Cristóvão, SE - Brasil, no tratamento de esgotos domésticos. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2006.

SANDRI, D; ROSA, R. R. B. Atributos químicos do solo irrigado com efluente de esgoto tratado, fertirrigação convencional e água de poço. *Dissertação*. 2017

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C; BATISTA, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, n. 1, Viçosa, MG, p. 32-38. jan/mar. 2006.

SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v. 68, n. 2, p. 135-149, 2014.

SILVA, A. S. Influência da erosão na remoção de nutrientes e metais pesados em uma topossequência em Petrópolis (RJ). *Tese (Doutorado em Geologia)*. Rio de Janeiro: IGEO / UFRJ, 238, 2012.

SILVA, K. K.B. Efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre o sistema solo-planta (milho) e indução da supressividade a doenças causadas por nematóides. *Tese (Doutorado)*. Universidade Federal de Pernambuco. 88p. 2009.

SILVA, L. P. Influência do íon acompanhante nos parâmetros de nitrato do solo. *Dissertação (mestrado)*. Escola Superior de Agricultura "Luiz Queiroz". Piracicaba. p. 19 – 17 e 30 – 33. 2013

SO, H.B.; AYLMORE, L.A.G. How do sodic soils behave the effects of sodicity on soil physical behaviour. Australian Journal of Soil Research, v. 31. Sidney. p. 761 – 777. 1993.

TAHTOUH, J. MOHTAR, R; ASSI, A; SCHWAB, P; JANTRARIA, A; DENG, Y; MUNSTER, C. Impacto da água subterrânea salobra e esgoto tratado na química do solo e propriedades mineralógicas. Ciência do Meio Ambiente Total. 2019

URBANO, V.R.; MENDONÇA, T. G.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Physical-chemical effects of irrigation with treated wastewater on Dusky Red Latosol soil. Revista Ambiental & Água,v.10, n. 4, p.737-748, Taubaté, 2015

USEPA. Diretrizes para Reuso de Água. Washington DC, EUA .. (Acessado em 12 de Março 2019). <https://watereuse.org/wp-content/uploads/2015/04/epa-2012guidelines-for-water-reuse.pdf>. 2012

WEIR RG; CRESSWELL GC. . Plant nutrient disorders 3. Vegetable crops. Sydney. 105p.2016

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006. 213p

ZHENG, Z.M., ZHANG, T.Q., WEN, G., KESSEL, C., TAN, C.S., O'HALLORAN, I.P., REID, D.K., NEMETH, D., SPERANZINI, D., 2014. Soil testing to predict dissolved reactive phosphorus loss in surface runoff from organic soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 78, 1786e179.