



MIGUEL ANGEL COREA ALVAREZ

**QUALIDADE QUÍMICA DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO E SEU
EFEITO NO DESLOCAMENTO DE POTÁSSIO EM TRÊS
SOLOS TROPICAIS**

**LAVRAS – MG
2025**

MIGUEL ANGEL COREA ALVAREZ

**QUALIDADE QUÍMICA DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO E SEU EFEITO NO
DESLOCAMENTO DE POTÁSSIO EM TRÊS SOLOS TROPICAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração de irrigação e drenagem, para a obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Michael Silveira Thebaldi
Orientador

Prof. Dr. Adriano Valentim Diotto
Coorientador

LAVRAS – MG
2025

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Corea Alvarez , Miguel Angel.

Qualidade química da água de irrigação e seu efeito no deslocamento de potássio
em três solos tropicais / Miguel Angel Corea Alvarez . - 2025.
140 p. : il.

Orientador: Michael Silveira Thebaldi
Coorientador: Adriano Valentim Diotto

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2025.
Bibliografia.

1. Contaminação de águas subterrâneas. 2. Deslocamento miscível. 3. Fertilidade
do solo. 4. Lâminas de irrigação. 5. Lixiviação. I. Silveira Thebaldi, Michael . II.
Valentim Diotto, Adriano . III. Universidade Federal de Lavras. IV. Título.

MIGUEL ANGEL COREA ALVAREZ

**QUALIDADE QUÍMICA DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO E SEU EFEITO NO
DESLOCAMENTO DE POTÁSSIO EM TRÊS SOLOS TROPICAIS**

**CHEMICAL QUALITY OF IRRIGATION WATER AND ITS EFFECT ON
POTASSIUM DISPLACEMENT IN THREE TROPICAL SOILS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração de irrigação e drenagem, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 13 de fevereiro de 2025.

Dr. Michael Silveira Thebaldi (Presidente) – Universidade Federal de Lavras
Dr. Luiz Antonio Lima (Membro interno) – Universidade Federal de Lavras
Dr. Fabio Ponciano de Deus (Membro interno) – Universidade Federal de Lavras
Dr. Delvio Sandri (Membro Externo) – Universidade de Brasília
Dr. Mateus Marques Bueno (Membro Externo) – Instituto Federal Sul de Minas Gerais

Prof. Dr. Michael Silveira Thebaldi
Orientador

Prof. Dr. Adriano Valentim Diotto
Coorientador

LAVRAS – MG
2025

Aos meus pais, Blanca Dilcia Alvarez Chirinos e Angel Celeste Corea Bustillo.

A meu avô Jose Tiburcio Alvarez Rodriguez.

A meu tio Manuel Antonio Corea Bustillo (in memoriam).

Dedico

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, quero expressar minha profunda gratidão a Deus, pelas inúmeras oportunidades e bênçãos que Ele tem me concedido ao longo da minha vida.

Às minhas queridas fontes de amor, força e fé, meus pais, Blanca Dilcia Alvarez Chirinos e Angel Celeste Corea Bustillo e minhas irmãs Adriana Corea e Karen Corea, que são minha base sólida em minha vida.

À toda minha família Corea e Alvarez, que sempre me apoia com amor e dedicação, em todos os momentos e etapas da minha vida.

Ao meu querido tio Manuel Corea (in memoriam), cuja sabedoria, apoio e amor foram fundamentais a cada dia. Sua memória continua a me inspirar, e sei que ele estará sempre comigo, celebrando minhas conquistas.

Ao meu primo irmão, Jose Luís Alvarez por todo seu apoio incondicional.

Aos meus queridos amigos, Marina Merlo, Denisse Vega, Pâmela Pinto e Jose Alejandro, que sempre estiveram ao meu lado com amizade, apoio e companheirismo, tornando minha caminhada mais rica e cheia de significado.

A todos os amigos que fiz no Brasil, que me acolheram de braços abertos e tornaram minha experiência mais especial.

Aos meus amigos em Honduras, que sempre me ofereceram amizade e apoio.

Ao meu amiguinho Milan, meu cachorro que me brinda um amor incondicional.

Ao meu orientador, Doutor Michael Thebaldi, pelo acolhimento e apoio fundamentais desde que cheguei no Brasil, pela sua orientação, paciência e por contribuir para que eu me tornasse um excelente profissional. Estou imensamente grato por todo o conhecimento compartilhado e pela confiança.

Ao Professor Doutor Adriano Diotto, pela coorientação, paciência, pela oportunidade de aprendizado.

Aos membros que compõem a banca avaliadora pela colaboração.

Aos professores, discentes e técnicos do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, pela colaboração, aprendizado e apoio

Ao apoio da Universidad Nacional de Agricultura.

Ao apoio da Universidade Federal de Lavras (UFLA), e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), que financiou esta pesquisa (Processo APQ-00019-22).

RESUMO

Em algumas regiões, características geológicas locais podem gerar naturalmente águas salinas, salobras ou duras, o que pode alterar a dinâmica do potássio (K^+) no solo, prejudicar suas propriedades físico-químicas e possivelmente interferir na contaminação das águas subterrâneas. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da relação de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE) e dureza de cálcio da água sobre o movimento do K^+ em três solos, Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), por meio de dois ensaios, deslocamento miscível e lixiviação em ambiente protegido. Foram avaliados tratamentos relativos à qualidade da água para irrigação, com diferentes níveis de dureza da água (Q1 e Q2, 50 e 150 mg L⁻¹ de CaCO₃), RAS e CE baixa (Q3), RAS baixa e CE alta (Q4), RAS e CE alta (Q5), RAS e CE em níveis intermediários (Q6) e um controle com água deionizada (Q7). O primeiro ensaio avaliou o deslocamento miscível, conduzido em colunas de solo utilizando permeâmetros de carga constante, coletando 10 níveis (2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 volumes de poros). Os dados foram utilizados para ajustar curvas de deslocamento de K^+ e analisados por meio de estatísticas multivariadas de componentes principais e agrupamento hierárquico. No segundo experimento foi avaliada a lixiviação de K^+ em colunas de solo em que foram aplicadas 125 e 150% da quantidade de água necessária para levar o solo à umidade na capacidade de campo, com aplicações a cada 2 dias por um período de 30 dias, sendo aplicado um tratamento com a lâmina de 100% definida como controle. Além disso, avaliou-se a fertilidade dos solos após a aplicação dos tratamentos. Os dados foram analisados pelo teste F e, quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o teste de Scott-Knott ou regressão linear a 5% de probabilidade estatística. No ensaio de deslocamento miscível, o deslocamento de K^+ no LV e CX com as soluções Q4, Q5 e Q6 pode ter ocorrido devido às altas concentrações de cátions nas soluções, saturando os sítios de adsorção desses solos e promovendo a competição entre Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ nos minerais do solo. No RQ, o deslocamento significativo de K^+ com a solução Q5 foi causado pelo gradiente de concentração de Na^+ , que reduziu tanto o K^+ disponível quanto a capacidade de troca de cátions. No ensaio de lixiviação, o manejo Q4-125 apresentou as maiores médias de deslocamento de K^+ no CX e LV, enquanto no RQ, ocorre no manejo Q5-125. Este efeito pode ser atribuído à competição intensificada entre os cátions presentes nas soluções e o K^+ trocável e não trocável, já que, após a aplicação dos manejos, observou-se também o aumento no K^+ disponível nos solos. De modo geral, a reposição de água de 125% deslocou maiores concentrações de K^+ ao longo do tempo, em comparação com a reposição de 150%. Águas com RAS baixa e CE alta induzem um deslocamento significativo de K^+ no LV e CX, enquanto para RAS e CE altas ocorre no RQ. Além disso, essas águas impactam a fertilidade dos solos, mesmo com a aplicação de 100% da lâmina de irrigação no RQ e LV. A solução de maior dureza não afetou significativamente a concentração de K^+ no solo.

Palavras-chave: Contaminação de águas subterrâneas. Deslocamento miscível. Dessorção competitiva. Fertilidade do solo. Lâmina de irrigação. Lixiviação.

ABSTRACT

In some regions, local geological characteristics can naturally generate saline, brackish, or hard water, which may alter the dynamics of potassium (K^+) in the soil, impair its physical-chemical properties, and potentially interfere with groundwater contamination. Therefore, this study aimed to evaluate the effect of sodium adsorption ratio (SAR), electrical conductivity (EC), and calcium hardness of water on K^+ movement in three soil Oxisol (LV), Inceptisol (CX), and Entisol Quartzipsamment (RQ) through two experiments: miscible displacement and leaching in a controlled environment. Treatments related to irrigation water quality were evaluated, with different water hardness levels (Q1 and Q2, 50 and 150 mg L^{-1} of $CaCO_3$), low SAR and EC (Q3), low SAR and high EC (Q4), high SAR and EC (Q5), intermediate SAR and EC (Q6), and a control with deionized water (Q7). The first experiment evaluated miscible displacement, conducted in soil columns using constant head permeameters, collecting 10 pore volume fractions (2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, and 20). Data were used to fit K^+ displacement curves and analyzed using principal component analysis and hierarchical clustering. In the second experiment, K^+ leaching was evaluated in soil columns in which 125 and 150% of the amount of water necessary to bring the soil moisture to the field capacity were applied, with applications every 2 days for a period of 30 days, with a treatment with a 100% depth defined as control. Data were analyzed using the F-test, and when significant differences were detected, the Scott-Knott test or linear regression at a 5% significance level was applied. In the miscible displacement test, K^+ displacement in LV and CX with solutions Q4, Q5, and Q6 may have occurred due to high concentrations of cations in the solutions, saturating the adsorption sites of these soils and promoting competition among Ca^{2+} , Mg^{2+} , and K^+ in soil minerals. In RQ, significant K^+ displacement with solution Q5 was caused by the Na^+ concentration gradient, which reduced both available K^+ and cation exchange capacity. In the leaching experiment, treatment Q4-125 showed the highest K^+ displacement averages in CX and LV, while in RQ this occurred with Q5-125. This effect may be attributed to intensified competition between the cations in the solutions and the exchangeable and non-exchangeable K^+ , since an increase in available K^+ in the soils was also observed after treatment application. Overall, the 125% water replacement led to greater K^+ displacement over time compared to 150%. Water with low SAR and high EC induce significant K^+ displacement in LV and CX, while high SAR and EC do so in RQ. Furthermore, these waters impact soil fertility even with 100% irrigation water replacement in RQ and LV. The solution with higher hardness did not significantly affect K^+ concentration in the soil.

Keywords: Competitive desorption. Groundwater contamination. Irrigation depths. Leaching. Miscible displacement. Soil fertility.

INDICADORES DE IMPACTOS

Pela aplicação deste estudo, é possível verificar impactos nos âmbitos econômico, sociais e ambiental. O estudo investigou como águas de qualidade inferior para irrigação, caracterizadas pela razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE) e dureza, junto com a aplicação excessiva da lâmina de irrigação, podem levar ao deslocamento do íon K^+ em três solos tropicais (Latossolo Vermelho, Cambissolo Háplico e Neossolo Quartzarênico), e, sendo um nutriente essencial para as plantas, gera custo aos agricultores e, quando lixiviado, pode contaminar as águas subterrâneas. Os resultados obtidos fornecem informações relevantes que podem contribuir para o desenvolvimento de ações voltadas ao uso de águas de baixa qualidade, principalmente as que apresentam RAS baixa e CE alta; e RAS e CE alta, já que, mesmo quando aplicadas lâminas de irrigação adequadas, esta água pode facilitar o deslocamento de K^+ , além de impactar negativamente a fertilidade do solo principalmente do Latossolo Vermelho e Neossolo Quartzarênico. Dessa forma, o estudo visa promover a conservação da água e do solo, que contribuem para a segurança alimentar e a sustentabilidade ambiental a longo prazo. O uso de águas de qualidade inferior, aliado ao deslocamento de K^+ , está alinhado ao sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável, que visa garantir a sustentabilidade do manejo dos recursos hídricos e da fertilidade do solo.

IMPACT INDICATORS

Through the application of this study, it is possible to observe impacts in the economic, social, and environmental spheres. The study investigated how lower-quality irrigation water, characterized by the sodium adsorption ratio (SAR), electrical conductivity (EC), and hardness, along with the excessive application of irrigation water, can lead to the displacement of the K^+ ion in three tropical soils (Oxisol, Inceptisol, and Entisol Quartzipsamment). Since potassium is an essential nutrient for plants, its loss incurs costs for farmers and, when leached, can contaminate groundwater. The results obtained provide relevant information that may contribute to the development of actions focused on the use of low-quality water, especially those with low SAR and high EC, as well as high SAR and EC, since even with appropriate irrigation depths, this water can facilitate K^+ displacement and negatively affect soil fertility particularly in the Oxisol and Entisol Quartzipsamment. In this way, the study aims to promote water and soil conservation, which contributes to food security and long-term environmental sustainability. The use of lower-quality water, together with K^+ displacement, aligns with the sixth Sustainable Development Goal, which seeks to ensure sustainable management of water resources and soil fertility.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo do Potássio no solo.	28
Figura 2 – Esquema da molécula de água.	39
Figura 3 – Redução relativa da infiltração do solo, provocada pela salinidade e a relação de adsorção de Sódio (RAS).	43
SEGUNDA PARTE	
ARTIGO 1	
Figura 1 – Representação esquemática do aparato utilizado nos ensaios de deslocamento de K^+	73
Figura 2 – Concentrações de K^+ lixiviado observadas e ajustadas para os solos avaliados, a partir da aplicação das soluções (Q1) 50 mg/L de $CaCO_3$, (Q2) 150 mg/L de $CaCO_3$, (Q3) RAS e CE baixas, (Q4) RAS baixa e CE alta, (Q5) RAS e CE altas, (Q6) RAS e CE em níveis intermediários e (Q7) água deionizada	77
Figura 3 – Curvas de massa acumulada deslocada de K^+ observadas e ajustado nos solos, para as soluções (A) 50 mg/L de $CaCO_3$, (B) 150 mg/L de $CaCO_3$, (C) RAS e CE Baixa, (D) RAS Baixa e CE Alta, (E)RAS e CE Alta, (F) RAS e CE Níveis intermediários e (G) Água deionizada.	84
Figura 4 – Biplot com os componentes principais (PC1 e PC2) para as variáveis estudadas.	89
Figura 5 – Dendrograma de análise de agrupamento hierárquico para os solos estudados em relação ao deslocamento de potássio.	91
ARTIGO 2	
Figura 1 – Dendrograma de análise de agrupamento hierárquico (AAH) dos manejos de irrigação nos diferentes solos estudados, com base na variação da fertilidade.	115
Figura 2 – Valores médios do deslocamento de K^+ para o desdobramento do tempo, para o LV e os manejos Q1-125 e 150 (A) , Q2-125 e 150 (B), Q3-125 e 150 (C), Q4-125 e 150 (D), Q5-125 e 150 (E), Q6-125 e 150 (F), Q7-125 e 150 (G).....	117
Figura 3 – Valores médios para o deslocamento de K^+ para o desdobramento do tempo, para o RQ e os manejos Q1-125 e 150 (A) , Q2-125 e 150 (B), Q3-125 e 150 (C), Q4-125 e 150 (D), Q5-125 e 150 (E), Q6-125 e 150 (F), Q7-125 e 150 (G).....	119
Figura 4 – Valores Médios do deslocamento de K^+ para o desdobramento do tempo, para o CX e os manejos Q1-125 e 150 (A) , Q2-125 e 150 (B), Q3-125 e 150 (C), Q4-125 e 150 (D), Q5-125 e 150 (E), Q6-125 e 150 (F), Q7-125 e 150 (G).....	121

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição química aproximada (em porcentagem) dos principais minerais primários do solo.	21
Tabela 2 – CTC e sua dependência do pH de diferentes coloides do solo.	26
Tabela 3 – Capacidade de troca de cátions (CTC) de alguns coloides do solo sob condições tropicais.	26
Tabela 4 - Recomendação de adubação corretiva de K conforme a disponibilidade do nutriente em solos.	31
Tabela 5 – Valores de pH no ponto de carga zero (pH _{PCZ}) de alguns coloides do solo.	34
Tabela 6 – Parâmetros para a avaliação da qualidade da água para irrigação.	40
Tabela 7 – Qualidade da água quanto à dureza.	45

SEGUNDA PARTE

ARTIGO 1

Tabela 1 – Características morfológicas do Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), utilizados no interior das colunas de ensaio.	65
---	----

5

Tabela 2 – Classes de solo, município de coleta e coordenadas do local, distribuição e classificação textural dos tres solos estudados.	666
Tabela 3 – Caracterização química dos três solos avaliados, antes do início da aplicação dos tratamentos.	677
Tabela 4 – Análise de fertilidade do Latossolo Vermelho após aplicação das soluções nas colunas de ensaio	688
Tabela 5 – Análise de fertilidade do Cambissolo Háplico após aplicação das soluções nas colunas de ensaio	699
Tabela 6 – Análise de fertilidade do Neossolo Quartzarênico após aplicação das soluções nas colunas de ensaio	70
Tabela 7 – Porcentual de argilominerais presentes na fração argila dos solos utilizados no experimento de deslocamento miscível.	71
Tabela 8 – Qualidade da solução de cada um dos tratamentos, quanto à concentração de Na, Mg, Ca e CaCO ₃ , e valores de CE e RAS.	75
Tabela 9 – Carga entre o potássio deslocado, atributos químicos e mineralógicos dos solos.	88

ARTIGO 2

Tabela 1 – Classes de solos utilizados e suas respectivas texturas e localidades.	103
Tabela 2 – Análise química dos solos utilizados nos procedimentos experimentais, sem aplicação dos tratamentos.	104
Tabela 3 – Argilominerais presentes na fração argila dos solos utilizados no experimento de lixiviação de potássio em colunas de solo, conduzido em ambiente protegido.	105
Tabela 4 – Qualidade da solução de cada um dos tratamentos antes da aplicação nas colunas, quanto à concentração de Na, Mg, Ca e CaCO ₃ , e valores de CE e RAS.	107
Tabela 5 – Resumo da ANOVA do deslocamento de K ⁺ no LV, CX e RQ, com aplicação de diferentes manejos durante um período de 30 dias.	110
Tabela 6 – Médias observadas do deslocamento de K ⁺ para o desdobramento das combinações de solos e os manejos da irrigação em cada nível de tempo.	111
Tabela 7 – Análise química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções para o 100% de reposição de água.	131

Tabela 8 – Análise química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções para o 125% de reposição de água.....	132
Tabela 9 – Análise química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções para o 150% de reposição de água.....	133
Tabela 10 – Análise química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções para o 100% de reposição de água.....	134
Tabela 11 – Análise química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções para o 125% de reposição de água.....	135
Tabela 12 – Análise química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções para o 150% de reposição de água.....	136
Tabela 13 – Análise química do Neossolo Quartzarênico, após a aplicação das soluções para o 100% de reposição de água.....	137
Tabela 14 – Análise química do Neossolo Quartzarênico, após a aplicação das soluções para o 125% de reposição de água.....	138
Tabela 15 – Análise química do Neossolo Quartzarênico, após a aplicação das soluções para o 150% de reposição de água.....	139

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CE	Condutividade Elétrica
CE _{ai}	Condutividade Elétrica da água de irrigação
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSN	Somatório de Cargas Negativas
CSP	Somatório de cargas positivas
CTA	Capacidade de Troca Aniônica
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
D	Dispersão Hidrodinâmica
DCD	Dupla Camada Difusa
D _h	Coefficiente de Dispersão
DIC	Delineamento Inteiramente Casualizado
D _m	Coefficiente de Difusão Molecular
DRS	Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento
GHF	Graus Hidrométricos Franceses
J _d	Transporte por difusão
J _h	Fluxo de Dispersão Hidrodinâmica
J _m	Fluxo Convectivo
K _s	Condutividade hidráulica do solo saturado
LAQ	Laboratório de Análises Químico
LV	Latossolo Vermelho
LX	Cambissolo Háplico
Ms	Massa do Solo
P _e	Número de Péclet
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
PZC	Ponto de Carga Zero
RQ	Neossolo Quartzarênico
RAS	Relação de Adsorção de Sódio
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
ρ _p	Massa específica da Partícula
ρ _s	Massa específica do solo

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	17
1. INTRODUÇÃO	17
1.1 OBJETIVOS	19
1.1.1 OBJETIVO GERAL	19
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	20
1.2 O solo e suas propriedades físicas, hidráulicas e químicas.....	20
1.2.1 Propriedades físicas.....	21
1.2.2 Propriedades químicas.....	23
1.3 O potássio no solo	27
1.4 Sorção de íons no solo	31
1.5 Transporte de solutos em meios porosos	35
1.6 Água e sua qualidade	38
1.7 Lixiviação de solutos do solo	46
REFERÊNCIAS	50
SEGUNDA PARTE	60
ARTIGO 1 – EFEITO DA DUREZA, RAS E CE DA ÁGUA SOBRE O DESLOCAMENTO DO POTÁSSIO EM TRÊS SOLOS TROPICAIS	60
1. INTRODUÇÃO	61
2. MATERIAL E MÉTODOS	63
2.1 Análise de dados	76
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
4. CONCLUSÕES.....	92
ARTIGO 2 – APLICAÇÃO DE ÁGUAS DE DIFERENTES DUREZAS, RAS E CE: EFEITOS SOBRE A LIXIVIAÇÃO DE K E FERTILIDADE DE TRÊS SOLOS TROPICAIS.....	100
1. INTRODUÇÃO	101
2. MATERIAL E MÉTODOS	103
2.1 Caracterização dos solos	103
2.2 Preparação das colunas de solo	105
2.3 Qualidade da água para irrigação	107
2.4 Manejo da irrigação e obtenção de dados	108

2.5	Delineamento experimental, obtenção e análise de dados	109
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	109
4.	CONCLUSÕES.....	126
	REFERÊNCIAS	127
	APÊNDICE I.....	131
	TERCEIRA PARTE	140
1.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	140

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a disponibilidade de água de boa qualidade tem diminuído em todo o mundo, devido às atividades antrópicas. Dentre essas, destaca-se a atividade agrícola, na qual o manejo inadequado de produtos fitossanitários e fertilizantes químicos contribui para a degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, bem como dos solos. Esse processo ocorre por meio dos mecanismos de escoamento superficial, transporte por dispersão e difusão de contaminantes, resultando na contaminação e poluição ambiental que ultrapassam os limiares considerados seguros para o uso na agricultura irrigada.

Entretanto, alguns contrapontos devem ser considerados: em determinadas regiões, devido às suas condições edafoclimáticas particulares, observa-se a ocorrência natural de recursos hídricos superficiais e subterrâneos com qualidade inferior para irrigação. Nessas circunstâncias, diante da ausência de fontes alternativas de água, torna-se imprescindível a utilização desses recursos, ainda que com restrições. Nesse contexto, destaca-se que a condutividade elétrica e a concentração de íons específicos presentes na água de uma bacia hidrográfica são diretamente influenciadas pelas características pedológicas predominantes e pelo material de origem geológica dos solos. Tais fatores condicionam a ocorrência natural de águas com elevados teores de sais dissolvidos, classificadas como salobras, salinas, ou ainda águas com elevada dureza, entre outras.

Em um cenário mundial que se busca segurança alimentar, hídrica e energética (que, dependendo da região, pode ser conseguida por meio da alocação de recursos hídricos disponíveis), o uso de águas com qualidade inferior em irrigação torna-se necessário, relevante ou mesmo inevitável; sendo a salinidade e a sodicidade as principais preocupações quanto à qualidade da água em áreas irrigadas, já que este fator, juntamente com chuvas limitadas e alta evapotranspiração, podem criar problemas ambientais e afetar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

Neste contexto, o processo do deslocamento miscível, que ocorre quando um soluto se mistura a um solvente e o desloca pelo perfil do solo, deve ser conhecido e investigado. A lixiviação de contaminantes no solo, devido às chuvas ou às irrigações, é um exemplo de deslocamento miscível; outro exemplo é o processo de mistura e deslocamento envolvendo uma solução aplicada, via irrigação, e a solução do solo (Borges Júnior; Ferreira, 2006).

Assim, o uso de água de baixa qualidade para irrigação pode causar alterações na dinâmica dos nutrientes que estão adsorvidos ao solo, o que leva a efeitos negativos no rendimento das culturas, na qualidade física e química dos solos, e possível contaminação das águas subterrâneas e superficiais, já que o destino, de muitos contaminantes inorgânicos e orgânicos de águas subterrâneas, é fortemente influenciado pela interação dos íons presentes na água com os presentes no solo, mediante os processos de troca iônica e reações de sorção dos íons à fração argila ou orgânica.

Os solos, em sua maioria, especialmente aqueles ricos em argila e matéria orgânica (MO), possuem carga predominantemente negativa, o que lhes permite adsorver e reter cátions (íons positivos), essenciais para a fertilidade do solo. Quando um íon é liberado de um meio adsorvente, como dos colóides do solo, esse se movimenta para a solução do solo, outro ou vários íons equivalentes ao número de cargas se movem simultaneamente da solução do solo e ocupam seu lugar nos colóides do solo restaurando, assim, o equilíbrio. Portanto, o deslocamento de íons com menor densidade de carga pode ser favorecida, quando da presença de diferentes cátions na solução do solo. Além disso, a mineralogia e teor de argila, CTC, pH, concentração dos íons na solução, óxidos de Ferro e Alumínio, e o teor de MO são fatores que influenciam na capacidade de adsorção de nutrientes dos diferentes tipos de solos, e relaciona-se com a disponibilidade destes para as plantas.

Deste modo, a sustentabilidade da produção agrícola a longo prazo, pode ser afetada pelo uso de águas de baixa qualidade, já que podem levar ao deslocamento e lixiviação dos íons do solo como, por exemplo, o K^+ . Este processo pode ser potencializado pela irrigação com água que possui concentrações significativas de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ , fazendo com que os solos percam nutrientes, o que leva a aumento dos custos de produção.

Adicionalmente, cerca de 80% da produção mundial de KCl é controlada por apenas quatro países: Canadá, Rússia, Bielorrússia e China. Esse fertilizante tem um papel destacado no mercado global, em grande parte devido ao seu elevado valor de comercialização. No Brasil, a produção interna de fertilizantes potássicos é bem inferior à produção dos fertilizantes fosfatados e nitrogenados (Oliveira; Malagolli; Cella, 2019). Em 2022, os preços do K^+ sofreram um aumento significativo, impulsionado por conflitos geopolíticos. No entanto, para o primeiro semestre de 2024, os preços estão baixos, em relação ao do semestre anterior, resultado de uma maior oferta internacional e uma demanda reduzida (CNA, 2024).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito da RAS, CE e dureza de cálcio da água de irrigação sobre o movimento do íon K^+ em colunas com três tipos de solos tropicais.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar física, química e mineralogicamente os três solos tropicais estudados, sendo eles, Latossolo Vermelho, Cambissolo Háplico, Neossolo Quartzarênico, de forma a determinar como estas características podem influenciar na dinâmica dos processos de movimento de K^+ no solo;
- Avaliar o deslocamento do íon K^+ , nas colunas de ensaios, pela aplicação de soluções com diferentes níveis de dureza de cálcio, RAS e CE;
- Quantificar a concentração lixiviada de K^+ e o efeito na fertilidade, em colunas de solos estudados, sob irrigações sucessivas, caracterizadas por lâminas crescentes (100, 125 e 150% da lâmina de água necessária para elevar à umidade dos solos à capacidade de campo) utilizando soluções com diferentes níveis de dureza de cálcio, RAS e condutividade elétrica.

2. REVISÃO DE LITERATURA

1.2 O solo e suas propriedades físicas, hidráulicas e químicas

O solo tem sua origem por meio da atuação de processos físicos, químicos e biológicos de desintegração, decomposição e recombinação sobre o material de origem (rochas ígneas, metamórficas e sedimentares). O tipo e a intensidade do intemperismo estão relacionados com a temperatura, pluviosidade e a vegetação de uma região, de modo que em regiões áridas há predominância de processos físicos, enquanto em regiões tropicais úmidas, os processos mais importantes são a decomposição e a recombinação. Diante disso, os fatores que mais influenciam na formação dos solos são: o clima, tipo de rocha, tempo, topografia e organismos vivos. A combinação destes, no mesmo material de origem em diferentes intensidades, resulta a grande diversidade de tipos de solo (Reichardt; Timm, 2016; Murrieta, 2018).

A rocha origina-se nas camadas mais profundas da crosta terrestre, em condições de alta pressão e temperatura e com pouca água e oxigênio. Por isso, quando a rocha é exposta à atmosfera, torna-se instável pelas condições de temperatura, umidade e pressão que são diferentes do meio de origem, sendo que a decomposição dos minerais da rocha é mais intensa e rápida quanto mais gás carbônico estiver presente e quanto mais quente e úmido for o clima (Lepsch, 2011).

Os solos são uma mistura de MO e minerais primários e secundários, o que faz com que tenham propriedades altamente variáveis. O tipo, o tamanho, as proporções relativas dos minerais e a quantidade e naturalização das frações orgânicas afetam as propriedades físicas dos solos (textura, estrutura, porosidade, e massa específica de partículas, entre outras), e essas propriedades determinam as suas características físicas, como a capacidade do solo em reter água, suscetibilidade à compactação e a capacidade de drenagem (Mccarty; Hubbard; Quisenberry, 2016).

A fase sólida do solo é representada por cerca de 50% dos minerais primários e secundários. A composição química (Tabela 1) dos principais minerais primários do solo (quartzos, feldspatos, plagioclásios, micas, piroxênios, anfíbólios, olivinas, entre outros), que são herdados do material original; permanece praticamente inalterada em sua composição, diferentemente do que ocorre com os minerais secundários (minerais argilosos, silicatos não cristalinos, óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, carbonatos de cálcio e magnésio), que são gerados durante o processo de formação do solo (van Raij, 2011; Reichardt; Timm, 2016; De Jong, 2020).

Tabela 1 – Composição química aproximada (em porcentagem) dos principais minerais primários do solo.

Mineral	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	P ₂ O ₅
Quartzo	100	-	-	-	-	-	-
Ortoclase	64,0	19,0	-	1,5	-	-	-
Albita	65,0	23,0	-	4,5	-	12,0	-
Anortita	42,0	33,0	-	15,0	-	2,0	-
Muscovita	45,0	35,5	1,0	-	1,5	1,0	-
Biotita	34,5	21,0	10,0	1,0	11,0	7,5	-
Hornblenda	48,0	9,5	3,0	7,5	14,0	1,0	-
Augita	50,0	6,5	3,0	21,0	13,0	-	-
Olivina	39,0	-	1,5	-	40,0	-	-
Apatita	-	-	-	54,5	-	-	41,0
Magnetita	-	-	69,0	-	-	-	-

Fonte: Reichardt e Timm (2016).

A solução do solo, que é a parte líquida, é formada por sais minerais, oxigênio, dióxido de carbono e substâncias orgânicas dissolvidas, o que difere de solo para solo. A qualidade da solução dependerá dos compostos e elementos químicos adsorvidos ao redor dos colóides, de modo que o equilíbrio desta solução é mantido pela capacidade de troca. A outra fração é o ar, que compõe a parte gasosa do solo, localizada entre os vazios dos agregados, os poros. Seu espaço disponível é inversamente proporcional à umidade volumétrica do solo, sua composição é semelhante à da atmosfera, porém, com maior concentração de CO₂ e menos O₂, produto das atividades de microrganismos e raízes de plantas que ocorrem no solo (Lepsch, 2010; De Jong, 2020).

1.2.1 Propriedades físicas

A textura é a propriedade física qualitativa mais fundamental do solo, mesmo assim, esta influencia a maioria das outras propriedades e processos do solo. Esta propriedade controla a troca, retenção e absorção de água pelas plantas, nutrientes e oxigênio, e engloba partículas menores que 2,00 mm, ou seja, areia, silte e argila (Resende *et al.*, 2014).

O quartzo é dominante na formação dos grãos de areia e em frações mais grosseiras de silte. Silicatos primários como o feldspato, hornblenda e mica estão presentes na areia e em menores quantidades na fração silte. Minerais secundários, como óxidos de ferro e alumínio, são predominantes na fração silte de menor diâmetro e na fração argila mais grosseira, por outro lado, as frações de argila fina são formadas por silicatos secundários (WEIL; BRADY, 2017).

A estrutura do solo, por outro lado, tem influência significativa nas propriedades hidráulicas do solo, resultante do arranjo, floculação e cimentação de partículas primárias do solo, que podem agregar-se formando unidades maiores, cuja forma, tamanho e a organização irá depender também a composição do espaço poroso, que é diretamente relacionado à sua densidade, já que esta é definida como a massa que ocupa uma unidade de volume do solo seco (sólidos com poros). Já a densidade de partículas está relacionada ao volume efetivamente ocupado por matéria sólida, desconsiderando a porosidade (Duiker *et al.*, 2003; Kutílek, 2004; Resende *et al.*, 2014; IBGE, 2015; Rabot *et al.*, 2018).

Além disso, a estrutura pode ser alterada por atividades realizadas no solo, como a compactação causada por máquinas e implementos agrícolas, correção orgânica e ciclos de congelamento-descongelamento, o que pode alterar sua porosidade (Berisso *et al.*, 2012; Starkloff *et al.*, 2017).

Além, o fluxo de água e a aeração do solo são, em grande parte, são influenciados pela porosidade do solo e, portanto, têm uma relação indireta com a absorção da solução do solo pelas plantas, além de alterar a quantidade de microrganismos anaeróbios e aeróbios no solo, já que alguns dos espaços porosos servem como microhabitats protetores para estas bactérias contra a predação por protozoários (Lynch; Brimecombe; De Leij, 2002; Wang *et al.*, 2022).

Adicionalmente, a capacidade relativa de um solo em fornecer água para as plantas, relacionada à sua movimentação, pode ser avaliada a partir da determinação da capacidade de retenção de água pelo solo, e pela sua condutividade hidráulica (Schoenholtz; Van Miegroet; Burger, 2000).

A condutividade hidráulica do solo em condições de saturação (K_s) é máxima, mas em condição não saturada é afetada, pois alguns poros deixaram de estar disponíveis para o fluxo da água. Portanto, qualquer valor de condutividade hidráulica correspondente a uma condição de não saturação será menor que K_s (Villagra; Horn, 2018; De Jong, 2020).

Resende *et al.* (2014) cita que a área exposta por um corpo aumenta à medida que seu volume inicial é subdividido em partículas menores, para cada partícula no solo é obtida uma superfície específica diferente. A maioria dos processos físico-químicos no solo (retenção de água, capacidade de troca, resistência à erosão, entre outros) são devidos a fenômenos de área específica, especialmente para as argilas que possuem uma área específica relevante, como a Esmeclita ($700-800 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$), Vermiculita ($300-500 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$), Clorita ($79-120 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) e Caulinita ($10-20 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$).

1.2.2 Propriedades químicas

Oxigênio, silício, alumínio, ferro, cálcio, potássio, magnésio e titânio são os elementos químicos que compõem, a maioria das rochas. Nos processos físico-químicos que ocorrem no solo, a fração argila possui uma grande atividade físico-química, diferentemente das frações areia e silte, pois, quanto menor o tamanho das partículas em uma determinada massa de solo, maior é a área superficial para ocorrência da adsorção, catálise, precipitação, colonização microbiana e outros fenômenos de superfície. Nas argilas, encontram-se os minerais secundários denominados argilominerais e óxidos de ferro e alumínio. Os argilominerais são constituídos por estruturas tetraédricas e octaédricas com a presença de um cátion central, normalmente de silício ou alumínio, e a relação entre essas estruturas formam grupos de minerais argilosos 1:1 e 2:1 (Lepsch, 2011; Resende *et al.*, 2014).

Os argilominerais tipo 1:1 mais comuns em solos de regiões tropicais úmidas são as caulinitas $[\text{Al}_2\text{SiO}_5(\text{OH})_4]$. Este tipo de mineral de argila é, portanto, muito comum em solos brasileiros, possui uma camada tetraédrica de silício cercada no centro por oxigênio e uma folha octaédrica de alumínio cercada no centro por oxigênio e hidroxilas. As camadas são mantidas juntas por ligações de hidrogênio, o que torna a estrutura da caulinita rígida e não expansível (Weil; Brady, 2017).

As argilas trilaminares 2:1 formam-se pela união de duas lâminas tetraédricas de silício, intercaladas por uma lâmina octaédrica de alumínio, unidas pelo oxigênio apical dos octaedros, sendo os principais argilominerais deste grupo as Montmorilonitas, Vermiculitas, Esmectitas, Ilita e Clorita (Luchese; Favero; Lenzi, 2002).

Nestes argilominerais, durante seu processo de formação, ocorrem substituições isomórficas ideais; assim, em redes cristalinas é comum a substituição de silício (Si^{+4}) por alumínio (Al^{+3}) em tetraedros e de Al^{+3} por magnésio (Mg^{+2}) e/ou ferro (Fe^{+2}) em octaedros, já que na rede cristalina, quanto ao tamanho, esses átomos podem substituir uns aos outros. Deste modo, os colóides na superfície tornam-se eletricamente carregados à medida que as cargas negativas de oxigênio permanecem desequilibradas (Reichardt; Timm, 2016).

Já os minerais argilosos de óxidos e hidróxidos de Al^{3+} e Fe^{2+} são formados em solos onde o intemperismo é muito intenso. Nos solos de regiões tropicais úmidas, é comum a presença de óxidos de ferro, como a Hematita (Fe_2O_3) e Goetita $[\text{FeO}(\text{OH})]$, e hidróxidos de alumínio, como Gibbsita $[\text{Al}(\text{OH})_3]$ (White, 2005).

As superfícies internas e externas das frações coloidais dos solos carregam cargas eletrostáticas positivas e/ou negativas. A maioria dos solos da crosta terrestre são

eletronegativos; no entanto, alguns solos têm um número de carga positiva maior do que o número de carga negativa devido à dissociação da hidroxila (OH^-), como alguns Latossolos, que compõem 39% dos solos do Brasil. A depender do pH do solo, os grupos OH^- ou átomos de oxigênio estão ligados ao ferro e/ou alumínio nos coloides do solo. Assim, se o pH aumenta, o hidrogênio se dissocia do grupo hidroxila e mais íons OH^- ficam disponíveis e a carga negativa nas superfícies aumenta. Ao contrário, se o pH for reduzido, os grupos OH^- recebem íons H^+ , e é reduzida a carga negativa, em processo chamado de protonação (Lepsch, 2011; Resende *et al.*, 2014).

Se o somatório das cargas superficiais negativas (CSN) e das cargas superficiais positivas (CSP) for zero, a micela estará no ponto de carga zero (PCZ), que é igual ao ponto isoelétrico, ou seja, no qual a adição de eletrólitos não produz um ganho líquido na adsorção de H^+ ou OH^- (Luchese; Favero; Lenzi, 2002).

A carga associada aos minerais óxidos e hidróxidos é derivada das características ácido/base dos grupos hidroxila na superfície. Assim, quando o pH está abaixo do pH do PCZ, um mineral carrega uma carga líquida positiva, e em um pH acima do pH do PCZ, o mineral carrega uma carga superficial negativa. Portanto, espera-se que a adsorção de cátions divalentes aumente com o aumento do pH à medida que a superfície se torna menos carregada positivamente. Porém, altos valores de pH do solo causam um aumento na carga superficial negativa dos coloides de argila e fazem com que as partículas de argila floculem com maior frequência (Selim, 2001).

A capacidade do solo de resistir a variações de pH, especialmente quando ácidos ou bases são adicionados, é uma característica importante do poder tampão do solo, que impacta diretamente a disponibilidade de nutrientes e a atividade microbiana, ambos essenciais para o crescimento das plantas. Esse mecanismo ocorre principalmente por meio da troca catiônica, onde íons como K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} se ligam e liberam em resposta a mudanças no pH, neutralizando íons de H^+ quando ácidos são introduzidos. A determinação do poder tampão é comumente realizada ao analisar a mudança no pH após a adição de ácidos ou bases, sendo que a MO do solo e a CTC contribuem para a capacidade de tamponamento dos solos. Valores elevados de poder tampão indicam maior resistência a variações de pH, enquanto valores baixos sugerem maior vulnerabilidade a alterações do pH. (Luchese; Favero; Lenzi, 2002; Dvořáčková *et al.*, 2022).

A remoção ou adição de bases no solo, bem como produtos que podem gerar íons H^+ devido à ação de fatores naturais ou antropogênicos, interferem na acidez ou alcalinidade do solo. A intensa remoção das bases do solo (Ca, Mg, K e Na), associada à incorporação de íons H^+

provoca a acidificação do solo, pois as bases são removidas naturalmente quando a precipitação pluvial é maior que a evapotranspiração, gerando um excesso de água que percola no perfil do solo carregando consigo as bases e reterdo os íons H^+ , uma vez que os coloides do solo têm preferência por reter este tipo de íon (Batista *et al.*, 2018).

Por outro lado, a hidrólise do alumínio existente nos pontos de troca divide as moléculas de água em íons H^+ e OH^- , e o alumínio se combina com os íons OH^- , resultando em uma redução do pH da solução do solo devido à presença de H^+ . As plantas variam consideravelmente em sua tolerância a condições ácidas e/ou alcalinas, porém, a maioria dos nutrientes estão disponível para a planta em uma faixa de pH de 5,5 – 7,0 (Sparks, 2003; De Oliveira, 2005; Kaminski, 2007; Zhang *et al.*, 2016).

Há também, nas partículas do solo, a atração de íons carregados positivamente para as superfícies de coloides de solo carregados negativamente. Esta atração é de origem eletrostática e esses coloides atraem grandes quantidades de Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , H^+ e Na^+ e em menor quantidade outros cátions. A força eletrostática é proporcional ao quadrado da valência, fato que explica a maior quantidade de Al^{3+} em comparação aos bivalentes e monovalentes. Quando um íon de uma certa carga é liberado do grupo de íons adsorvidos nas cargas negativas da superfície coloidal e entra na solução do solo, outro íon ou vários íons equivalentes ao número de cargas se move simultaneamente da solução do solo e ocupam seu lugar na superfície coloidal, para assim, haver a restauração do equilíbrio. Este processo é chamado de capacidade de troca catiônica (CTC) que é quimicamente equivalente e é expressa pela quantidade de carga que os coloides de uma determinada massa ou volume de solo pode reter por unidade de massa ou volume, geralmente expresso em $cmol_c\ kg^{-1}$ (Weil; Brady, 2017).

A concentração relativa do cátion (ação de massa), a valência do cátion (quanto maior a carga, são mais fortemente retidos) e a atividade iônica (quanto menor for o tamanho do íon, maior será sua atividade) são fatores importantes nos pontos de troca dos coloides, pois determinam quais cátions serão mais, ou menos, retidos. A série liotrópica é uma sequência que ordena os cátions de acordo com a facilidade com que podem ser deslocados e substituídos em superfícies carregadas. Nela, cátions com maior carga tendem a deslocar aqueles com carga menor. A ordem crescente de facilidade de deslocamento é a seguinte: $Al^{3+} > Ba^{2+} > Pb^{2+} > Sr^{2+} > Ca^{2+} > Ni^{2+} > Cd^{2+} > Cu^{2+} > Co^{2+} > Zn^{2+} > Mg^{2+} > Ag^+ > Cs^+ > Rb^+ > K^+ > NH_4^+ > Na^+ > Li^+$ (Sparks, 2003; Lepsch, 2011; Bleam, 2016).

A maioria dos solos de regiões tropicais úmidas apresentam cargas dependentes do pH. Mudanças no pH do solo podem alterar a CTC e a capacidade de troca aniônica (CTA) do solo. O aumento do pH da solução ao redor do coloide pode gerar maior CTC, pois esse aumento do

pH leva à perda dos grupos silanol, aluminol e ferrol nos coloides inorgânicos e carboxílico, fenólico e álcool da superfície dos coloides. Ao contrário, se há uma redução do pH da solução ao redor do coloide do solo, leva-se a uma maior CTA, pois há um ganho de prótons pela superfície dos coloides (Batista *et al.*, 2018).

Valores típicos de CTC dependente ou não do pH para alguns tipos de argilominerais e húmus (Weil; Brady, 2017) podem ser vistos na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores da CTC e sua dependência do pH de diferentes coloides do solo.

Tipo de coloide	CTC total - à pH 7,0 (cmol _c kg ⁻¹)	CTC dependente do pH (%)
Argilas oxídicas (Óxidos de Fe e Al)	4	100
Argila 1:1 (Caulinita)	8	95
Argila 2:1 micáceas (Ilita)	30	20
Argila 2:1 do tipo Vermiculita	150	5
Argila 2:1 do tipo Esmectita	100	5
Coloides orgânicos (húmus)	200	90

Fonte: Weil e Brady (2017).

Em solos subtropicais, os principais coloides responsáveis pela CTC e pela CTA são: argilominerais, substâncias húmicas e óxidos de ferro e alumínio (Tabela 3). Esses colóides têm um número maior de cargas negativas do que positivas, sendo a maior adsorção principalmente de cátions. No entanto, caulinitas e óxidos de ferro e alumínio possuem alguns sítios carregados positivamente que podem atrair ânions (Ronquim, 2010).

Tabela 3 – Capacidade de troca de cátions (CTC) de alguns coloides do solo sob condições tropicais.

Coloide	CTC mmol _c dm ⁻³
Caolinita	50 – 150
Montmorilonita	500 – 1000
Ilita	100 – 500
Vermiculita	1000 – 1500
Alofana	250 – 700
Óxidos de Fe e Al	20 - 50
Substâncias húmicas	1500 - 5000

Fonte: Ronquim (2010).

Na maioria dos solos brasileiros predominam os coloides caulinita, óxidos de ferro e de alumínio, Goethita, Hematita e Gibbsita, que apresentam cargas dependentes do pH. Extensas áreas do norte do estado de São Paulo, sul de Minas Gerais e Brasil Central estão assentadas sobre solos que possuem óxidos de Fe e Al, estes podem atuar como trocadores de ânions e de cátions, pois seu pH_{PCZ} está entre 5 e 9 (Fontes; Alleoni, 2004).

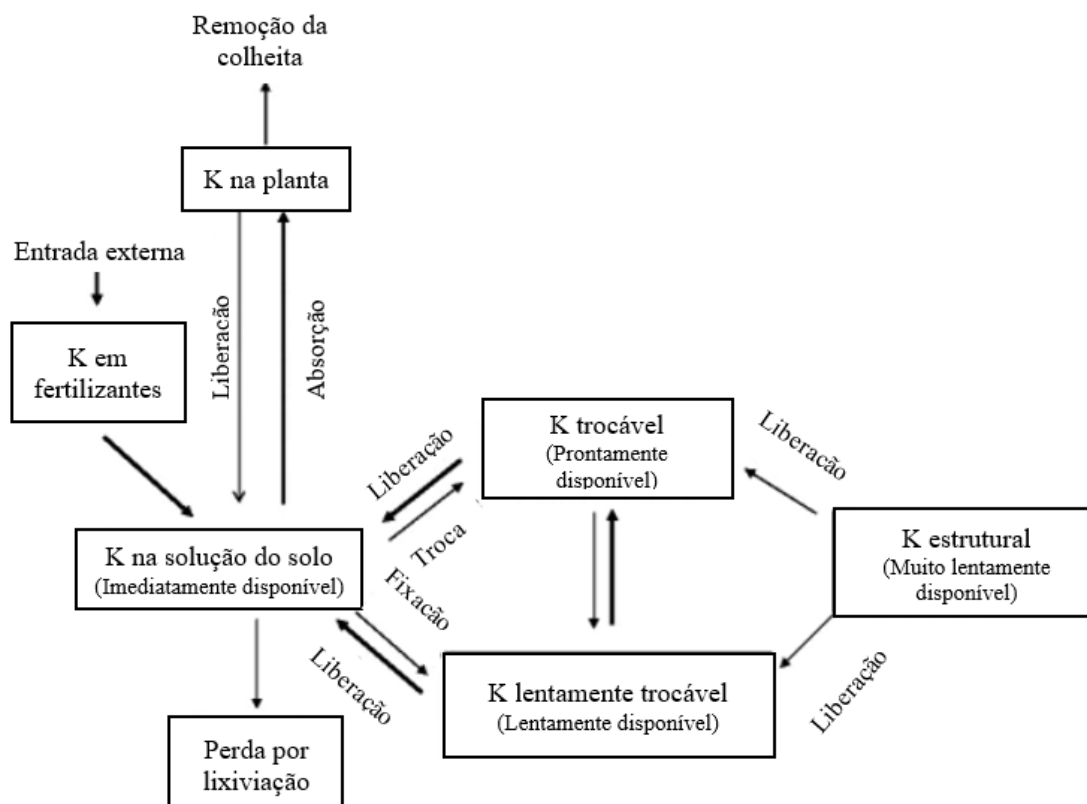
Os solos com natureza ácida ou pH baixos podem ser corrigidos quimicamente para melhorar a CTC do solo, de forma a se ter um aumento de bases e reduzindo o alumínio, já que este é tóxico para as plantas. Uma vez corrigidos os solos apresentam um maior potencial agrícola (De Fátima, 2010).

1.3 O potássio no solo

O potássio (K) é um elemento químico que está no grupo principal dos metais alcalinos 1A. À temperatura ambiente é sólido, solúvel em água, e possui número atômico 19, massa atômica 39,098 u, eletronegatividade de Pauling de 0,82, valência 1, cor branco prateado e é o oitavo elemento mais abundante, constituindo aproximadamente de 2,1 a 2,3% da crosta terrestre. A maior parte do K do solo (90 a 98%) é incorporada pela estrutura e morfologia dos minerais primários, e varia amplamente dentro dos grupos minerais. Entre as diferentes formas em que se encontra o potássio no solo, destacam-se: K da solução do solo, trocável, não trocável e estrutural (Johnson, 2022; Soumare *et al.*, 2023).

O K desempenha um papel vital no desenvolvimento das plantas, desde os estágios iniciais até o crescimento vegetativo. Ele é essencial nas estruturas químicas das células, pois níveis adequados de K^+ podem mitigar os efeitos do estresse abiótico, como temperaturas extremas, estresse por baixa temperatura, salinidade, déficit hídrico e toxicidade por metais. Para uma função celular adequada, a atividade das proteínas requer altos níveis de K^+ no citosol. Além disso, o K é fundamental na fotossíntese, na adsorção de água e na regulação osmótica. Para um crescimento ideal da parte aérea, as plantas necessitam de aproximadamente 20 a 50 mg de K^+ por grama de matéria seca (Kumar *et al.*, 2020; Johnson *et al.*, 2022; Mahiwal; Pandey, 2022). O ciclo do K no solo pode ser visto na Figura 1.

Figura 1 – Ciclo do potássio no solo.



Fonte: Syers (2002).

A concentração de K^+ no solo depende do grau de intemperismo e do material de origem do solo (Meurer *et al.*, 2018). As micas (biotita, albita, muscovita) e os feldspatos (ortoclásio, microclínio) são os minerais mais comuns como fontes de K^+ estrutural (Corrêa; Oliveira, 2024). As cargas negativas da MO e dos argilominerais mantêm retido o K^+ trocável que, pelo do processo de dessorção, pode ser trocado por outros cátions e ficar disponível na solução do solo. Por outro lado, o K^+ não trocável é retido nos poros ditrigonais entre camadas tetraédricas adjacentes de minerais de argila do tipo 2:1 (Vermiculita e argilominerais interestratificadas) com alta massa específica de carga negativa (Alleoni; Mello; Rocha, 2009; Meena; Maurya; Verma, 2014).

O K nos solos é um íon móvel que interage com cargas negativas por meio de forças eletrostáticas, principalmente devido à substituição isomórfica. Sua mobilidade é influenciada por seu raio iônico (0,133 nm) e baixa energia de hidratação ($142,5 \text{ kJ g}^{-1} \text{ íon}^{-1}$), que facilitam sua ligação aos poros do solo, mas também o tornam suscetível à substituição por outros cátions, como Ca^{2+} e Mg^{2+} . Essa dinâmica é crucial para entender a fertilidade do solo e a disponibilidade de nutrientes, pois o K desempenha um papel vital no crescimento das plantas e na estrutura do solo (Sparks; Huang, 1985; Mouhamad *et al.* 2016; Kaur, 2019).

Os fatores físicos (textura, tamanho de poros), químicos (a concentração da solução do solo, pH, capacidade de troca de cátions, reações de dissolução/precipitação, temperatura, tamanho e a valência do íon), regime hídrico (irrigação, chuva) e a dose e solubilidade do fertilizante, influenciam na seletividade e movimento do K^+ em materiais de troca do solo. Além disso, a seletividade de íons é afetada por propriedades estruturais e de carga dos trocadores coloidais. Em solos com baixa CTC, como os neossolos e plintossolos, o potencial de fixação e de adsorção de K^+ e seu poder tampão (relação entre o K^+ trocável e solução), são menores, o que pode levar a perdas por lixiviação devido ao seu deslocamento para a solução do solo (Sparks; Huang, 1985; Rosolem, 2006; Das Neves; Ernani; Simonete, 2009; Da Silva *et al.*, 2020).

O deslocamento e lixiviação, do K^+ no solo, podem ser potencializados pela irrigação com água que contém concentrações significativas de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ . Kolahchi e Jalali (2007) relataram perdas de K^+ de 371 kg ha^{-1} , para 95 volumes de poros (VP) a partir do deslocamento de soluções de 15 mM CaCl_2 em colunas de solo franco arenoso, que foi amostrado da camada entre 0 e 30 cm, com as seguintes propriedades químicas e físicas: pH = 7,1, K^+ trocável = $0,516 \text{ cmolc kg}^{-1}$, CTC = $12,6 \text{ cmolc kg}^{-1}$, matéria orgânica = $37,1 \text{ g kg}^{-1}$, argila = 157 g kg^{-1} , areia = 620 g kg^{-1} e carbonato de cálcio equivalente = 47 g kg^{-1} , definindo que o processo de troca catiônica controla fortemente o destino do K^+ em camadas profundas.

Em solos com textura arenosa com lâmina de irrigação crescente, os valores de lixiviação tendem a ser maiores em comparação com solos argilosos, pois, nos solos com alta CTC haverá menos K^+ na solução do solo, o que irá refletir menores perdas de K^+ por lixiviação, já que o íon K^+ se movimenta com facilidade no sentido vertical. Além disso, solos com maiores teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} contribuem na permanência do K^+ na solução do solo, uma vez que os colóides do solo têm preferência em reter Ca^{2+} e Mg^{2+} , em vez de K^+ , já que a carga de valência do K^+ é menor do que o cálcio e magnésio (ERNANI *et al.*, 2007; MENDES *et al.*, 2016).

No trabalho desenvolvido por Darunsontaya *et al.* (2012) as formas e disponibilidade de K^+ no solo para as plantas foram determinadas em relação à mineralogia para Latossolos e Argissolo. Os valores médios de K^+ solúvel em água variaram amplamente de 14 mg kg^{-1} para Latossolos e 10 mg kg^{-1} para Argissolos. Estes pesquisadores também mostraram que o K^+ solúvel em água tem uma relação negativa com o teor de areia, ao contrário do pH em água, do pH em KCl, da argila e do CTC que têm uma relação positiva.

Em estudo de Diniz *et al.* (2007) em solos do estado do Ceará, foi mostrado que o Cambissolo Háplico possui maior teor de potássio (total e não trocável) em relação aos demais solos estudados, com a seguinte ordem Cambissolo Háplico > Argissolo Vermelho–Amarelo

> Neossolo Quartzarênico > Latossolo Vermelho-Amarelo. O Latossolo Vermelho-Amarelo apresentou os menores teores de K^+ , possivelmente em razão de seu elevado grau de intemperismo. Por outro lado, o Cambissolo revelou uma quantidade significativa de ortoclásio, o que pode ser a principal fonte de K^+ , explicando, assim, seus níveis mais elevados desse nutriente.

Solos altamente intemperizados apresentam baixo teor de potássio trocável e reservas limitadas deste nutriente. Já em solos jovens do Brasil, formados de materiais originados de Feldspatos e Mica, podem apresentar teores de potássio total de 35 g kg^{-1} (Melo; Castilhos; Pinto, 2009).

No trabalho desenvolvido por Melo *et al.* (2000) em solos do Triângulo Mineiro, originados de diferentes materiais de origem e estádios de desenvolvimento, foi avaliada a contribuição de cada espécie mineral nos teores totais de K^+ . Os autores determinaram que os minerais primários facilmente intemperizáveis (MPFI), ou seja, mica e feldspato, contribuíram com aproximadamente 900 g kg^{-1} para os teores de K^+ total da fração argila, destacando-se os solos mais jovens desenvolvidos de migmatito/micaxisto do Grupo Araxá.

A maior parte do K^+ , tanto na superfície do solo, quanto no subsolo, é transportado para as raízes por difusão e fluxo de massa da solução do solo. No entanto, a concentração de K na solução do solo é muito baixa para atender às necessidades de uma cultura em crescimento, assim, o aumento na capacidade de CTC e uma adequada adubação de K^+ no solo contribuem para a disponibilidade de K^+ na solução do solo para as plantas, evitando uma rápida redução das reservas de K (não trocável e estrutural) disponíveis nos solos (Römheld; Kirkby, 2010; Faria *et al.*, 2012).

A adubação corretiva com K deve ser realizada em solos com teores de argila superiores a 35%, pois em solos com texturas abaixo desses teores, principalmente arenosos, o K aplicado pode ser lixiviado (Lobato; De Sousa, 2004). Para a região do Cerrado a recomendação de adubação potássica corretiva para solos com teor de argila superior a 35% de acordo com os dados da análise do solo, pode ser vista na Tabela 4.

Tabela 4 - Recomendação de adubação corretiva de K conforme a disponibilidade do nutriente em solos.

Teor de K (mg dm^{-3})	Teor de K ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	Adubação K_2O (kg ha^{-1})
0 – 25	<0,06	100
25 – 50	0,07 – 0,13	50
> 50	>0,13	0 (*)

*Após atingir o nível de K, na análise do solo, acima do nível crítico, utilizar somente a adubação de manutenção. Fonte: Lobato e De Sousa (2004).

Os fertilizantes à base de K^+ desempenham papel crucial na agricultura brasileira e os principais fertilizantes de potássio são o cloreto de potássio (KCl), o sulfato de potássio (K_2SO_4), o nitrato de potássio (KNO_3) e o policloreto de potássio. O KCl é o mais utilizado, fornecendo cerca de 60% de K^+ , sendo ideal para culturas como soja (Gomides *et al.*, 2023). O K_2SO_4 , com 50% de potássio, é frequentemente preferido para plantas sensíveis ao cloro devido à sua natureza não clorídrica, o que é benéfico para plantas sensíveis aos íons cloreto (Hütsch *et al.*, 2024). O KNO_3 é amplamente utilizado em hortas e floricultura devido ao fornecimento duplo de nutrientes essenciais: potássio e nitrogênio (Zeim *et al.*, 2022).

Segundo Heming e Rowel (1997) a perda de potássio está linearmente relacionada ao teor de K trocável, portanto, a lixiviação será minimizada mantendo o K^+ do solo em um nível não superior ao necessário para manter a produtividade total da cultura, de modo que aumentar o nível de K trocável aumentará a lixiviação deste íon, especialmente em solos de textura arenosa.

1.4 Sorção de íons no solo

Para avaliações que se referem ao destino, transporte e biodisponibilidade de elementos químicos no solo e na água deve-se, primeiramente, entender o processo de sorção, que descreve os mecanismos de adsorção e dessorção de solutos em uma superfície sólida. É considerado um dos principais processos que controlam a concentração de espécies químicas na solução do solo (Sposito, 2008; Siti *et al.*, 2013).

A solução do solo é o meio para que ocorra a troca iônica, já que é onde os íons podem combinar-se e movimentar-se para a superfície sólida, que também é fonte de íons trocáveis pois, graças à interação das forças de atração que atuam na interface sólido-líquido, a solução pode estar em íntimo contato com a superfície dos coloides. Essas forças podem variar de

acordo com o tipo de coloide, já que são os componentes mais ativos dos solos (Strawn; Bohn; O'connor, 2020).

A substância presente em uma solução que se acumula na superfície de um material sólido é chamada de adsorvato. Já o material sólido que leva a retenção do adsorvato é chamado de adsorvente (Nascimento *et al.*, 2020).

Assim, a adsorção é um processo de separação em que componentes específicos de uma determinada substância (adsorvato), são transferidos para a superfície de um sólido (adsorvente). Este processo não inclui a precipitação superficial e a polimerização, que é a formação de pequenas espécies inorgânicas multinucleares. Estes três processos: de adsorção, precipitação de superfície e polimerização, são exemplos de sorção, que é um termo em geral usado quando o mecanismo de retenção em uma superfície é desconhecido (Inglezakis; Pouloupoulos, 2006).

A presença de diferentes espécies de cátions na solução do solo possibilita a competição pelos sítios de adsorção, o que favorece a lixiviação de íons de menor carga iônica, por estes apresentarem menor força de adsorção (Alleoni; Mello; Rocha, 2009).

De acordo com sua intensidade e a natureza das forças envolvidas, a adsorção pode ser classificada em adsorção física (fisissorção) ou adsorção química (quimissorção). Na fisissorção, as ligações são atribuídas às forças de van der Waals, que são semelhantes às forças de coesão molecular. Além disso, é inespecífica e não localizada, pois ocorre em toda a superfície do sólido, sendo o calor envolvido nesse processo inferior a 10 kcal mol^{-1} (Nascimento *et al.*, 2020).

A quimissorção ocorre devido a ligações covalentes e atração eletrostática: estas são mais fortes do que as de fisissorção, pois há a troca ou compartilhamento de elétrons entre as moléculas de adsorvato e o adsorvente. Além disso, é altamente específica e localizada, pois nem todas as superfícies sólidas possuem sítios ativos capazes de adsorver quimicamente o adsorvato, sendo o calor envolvido nesse processo superior a 20 kcal mol^{-1} (Nascimento *et al.*, 2020).

As interações eletrostáticas são as que mais ocorrem entre os solutos e a fase sólida do solo, e são dependentes da carga elétrica deste último, que está intimamente relacionada com as partículas coloidais, tanto orgânicas quanto inorgânicas. Sua afinidade depende do tipo de coloides do solo, como exemplo: argilominerais, as substâncias húmicas e os óxidos de ferro e alumínio; e do tipo de solutos, ou seja, moléculas, compostos e íons (Alleoni; Mello; Rocha, 2009).

De acordo com Ameri *et al.* (2020), alguns atributos devem ser considerados durante o processo de adsorção, como: as condições operacionais (temperatura, pH, natureza do solvente, dose de adsorvente, concentração inicial do adsorvato, tempo de contato, entre outros), as características do adsorvente (área superficial, tamanho do poro, massa específica, grupos funcionais presentes na superfície e hidrofobicidade do material) e as características de adsorvato (polaridade, tamanho da molécula, solubilidade e acidez ou basicidade).

À medida que o tamanho das partículas de adsorvente diminui, a superfície específica disponível para a adsorção aumenta, o que resulta em maior eficiência na remoção de íons. Em contrapartida, quando as partículas são maiores, ocorre um aumento na resistência à difusão e no transporte de massa, tornando grande parte da superfície interna da partícula inacessível à adsorção. Como consequência, a quantidade de íons adsorvidos diminui significativamente (Sekar; Sakthi; Rengaraj, 2004).

A carga superficial dos solos tropicais úmidos depende das atividades dos íons determinantes do potencial (H^+ e OH^-) e das concentrações de eletrólitos (força iônica). As superfícies dos solos podem ter carga líquida negativa, positiva ou sem carga, a depender do pH do solo. Assim, o predomínio das cargas positivas no solo favorece a adsorção de ânions, ao contrário, quando o predomínio das cargas no solo é negativo há o favorecimento da adsorção de cátions. Deste modo, o pH no qual a carga total líquida da partícula é zero, é chamado de ponto de carga zero - pH_{PCZ} (Appel *et al.*, 2003; Čerović *et al.*, 2007).

O pH_{PCZ} é um valor do pH em que as cargas na superfície sólida do adsorvente, tende a zero, determinada pela protonação e desprotonação de íons de adsorvato, sendo uma variável de grande importância no processo de adsorção, pois as cargas do adsorvato e do adsorvente devem ser opostas, para que haja uma melhor governança das interações eletrostáticas entre eles. Se a diferença entre as cargas for zero, o processo de adsorção será afetado por repulsões eletrostáticas (Toledo *et al.*, 2005). A Tabela 5 mostra valores de pH_{PCZ} para alguns coloides do solo.

Tabela 5 – Valores de pH no ponto de carga zero (pH_{PCZ}) de alguns coloides do solo.

Coloide	pH _{PCZ}
Gibbsita	5,0
Goetita	6,1 a 7,8
Hematita	8,4 - 8,5
Magnetita	6,5
Caulinita	4,7 - 4,8
Montmorilonita	2,5
Húmus	Baixo

Fonte: Sparks (2003).

Os cátions quimiossorvidos aumentam a carga positiva da superfície e deslocam o pH_{PCZ} para cima, enquanto os ânions quimissorvidos aumentam a carga negativa da superfície e deslocam o pH_{PCZ} para baixo (Nicochelli *et al.*, 2012).

A mudança do pH da solução afeta a adsorção, à medida que este determina o grau de distribuição das espécies químicas e as cargas na superfície do adsorvente, que dependem de sua composição e características superficiais, e fazem com que a intensidade desse efeito seja maior ou menor (Appel *et al.*, 2002; Sadegh *et al.*, 2017).

Deste modo, o processo de adsorção pode ser influenciado pelo baixo pH, visto que as trocas catiônicas tendem a ser mais difíceis em soluções ácidas, do que em soluções alcalinas, devido à competição entre cátions e H⁺ nos sítios de adsorção (Nicochelli *et al.*, 2012).

O pH é um importante fator que influencia a adsorção de K⁺. Um aumento do pH em uma determinada concentração da solução, e no solo, faz com que maiores quantidades de potássio sejam adsorvidas, provavelmente devido à formação de novos sítios de sorção, juntamente com uma diminuição da competição entre H⁺ e K⁺ por esses sítios (Basso; Kiang, 2017).

À medida que o tempo de contato entre o adsorvato e a superfície do adsorvente aumenta, a velocidade de adsorção diminui devido ao preenchimento dos sítios de troca com os íons, já que os íons inicialmente percorrem uma distância menor para alcançar os sítios de troca e, à medida que o tempo aumenta, os íons livres precisam percorrer distâncias maiores para alcançá-los (Jimenez; Bosco; Carvalho, 2004; Vega, 2016).

De forma inversa, a liberação de íons dos materiais coloidais do solo para a solução é definida como o processo de dessorção. Este processo pode contribuir no entendimento da disponibilidade dos nutrientes no solo para as plantas e da lixiviação dos íons, já que controla a quantidade e a taxa da liberação dos elementos para a planta (Nunes; Rezende, 2015). A

temperatura, o pH, o teor livre de elementos na solução do solo, o tempo de contato entre o adsorvente e o adsorvato e a quantidade de solutos adicionados influenciam na dessorção de íons do solo à solução (Gao et al., 2003).

A taxa de adsorção é mais rápida que a taxa de dessorção, já que a energia de ativação do processo de dessorção é maior do que para a adsorção, uma vez que a dessorção necessita que a energia de adsorção, seja superada (Mcbride 1994; Hillel; Hatfield, 2005, Shirvani *et al.*, 2006).

As isotermas de adsorção e dessorção são importantes para o entendimento do transporte e disponibilidade de elementos químicos no solo, já que estas representam a quantidade de um íon ou molécula sorvida por um sólido em função da concentração de equilíbrio desse íon em solução, a uma temperatura constante. As isotermas de adsorção e dessorção podem ser descritas por meio de modelos matemáticos, dos quais as mais utilizadas são as de Freündlich e Langmuir (Vinhal, 2010; Vega, 2016).

1.5 Transporte de solutos em meios porosos

Os solutos orgânicos e minerais solúveis, assim como resíduos de fertilizantes e pesticidas usados na agricultura, tendem a se dissolver na água infiltrada no solo, originada da irrigação, fertirrigação e a precipitação pluvial. Os solutos se movem não apenas com a água do solo, movimento designado como convectivo, mas também pela difusão e dispersão, em resposta a gradientes de concentração. Ao mesmo tempo, os solutos reagem entre si e interagem com a matriz sólida. Assim, tem-se que o deslocamento de solutos pode ser regido pelos fluxos convectivo (vertical) ou advectivo (horizontal), dispersivo e difusivo. Esses processos podem ser influenciados pelas propriedades físico-químicas dos constituintes do solo, pela presença de MO, interações biológicas, propriedades físico-químicas dos compostos e práticas culturais (Hillel, 2003; Costa; Antonino; Netto, 2006; Feitosa *et al.*, 2008). O regime de fluxo pode ser afetado pela mudança na densidade e viscosidade do líquido produzido por variações na concentração de soluto, essas características são facilmente afetadas por variações na temperatura (Hillel, 2003).

O transporte convectivo, também denominado fluxo de massa, refere-se ao deslocamento passivo do soluto em solução, ou seja, o soluto dissolvido se move na mesma velocidade da solução (Ruiz *et al.*, 2010). Neste caso, o fluxo convectivo J_m ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) pode ser estimado pela Equação 1.

$$J_m = q \cdot C \quad (1)$$

Em que: q é o fluxo de água na solução do solo (m s^{-1}), que pode ser encontrado a partir da equação de Darcy, uma vez que q é geralmente expresso como o volume de líquido que flui através de uma unidade de área por unidade de tempo (Hillel, 2003) e C é a concentração de solutos no meio (kg m^{-3}).

O transporte de solutos por difusão, também chamado de difusão molecular é espontânea, é resultado do movimento térmico e aleatório de íons e moléculas na fase líquida do solo, decorrente da diferença de concentração entre os pontos na solução do solo, ou seja, o movimento ocorre de pontos de concentração mais alta para aqueles de menor concentração. A dispersão é o espalhamento de íons e moléculas causadas por difusão, decorrente de diferenças de velocidade de deslocamento já que os poros não são homogêneos e a frente de movimento é caracterizada por *fingers* de maior concentração que nas regiões vizinhas. A difusão, juntamente com a dispersão, contribui para o espalhamento da solução deslocadora, quando a solução está em movimento. Além disso, a difusão pode ocorrer na ausência de qualquer movimento hidráulico e só deixará de existir quando houver equilíbrio entre as concentrações dos pontos analisados (Hillel, 2003; Feitosa *et al.*, 2008).

A difusão do soluto é descrita pela primeira lei de Fick, que indica que a massa de um soluto atravessando uma unidade de área, por unidade de tempo, numa dada direção é proporcional ao gradiente de concentração do soluto nesta direção (Vasconcelos, 2008). Assim, o transporte por difusão é expresso na Equação 2.

$$J_d = -\theta \cdot D_m \frac{\partial C}{\partial X} \quad (2)$$

Em que: J_d é o fluxo difusivo ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), θ é a umidade volumétrica do solo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), $\frac{\partial C}{\partial X}$ é o gradiente de concentração em função da distância (kg m^{-4}) e D_m é o coeficiente de difusão molecular do soluto no meio poroso ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$). O sinal negativo indica que o movimento do soluto ocorre do ponto de maior para menor concentração, embora o campo gradiente cresça da menor para a maior concentração.

O coeficiente de difusão molecular D_m é menor do que seu equivalente na solução pura, ou seja, o coeficiente de difusão em água pura. Essa diferença se deve ao caminho tortuoso que os contaminantes têm que seguir devido ao arranjo irregular dos sólidos. Portanto, é necessário acrescentar um parâmetro de ajuste que represente a tortuosidade do meio (Oliveira, 1999;

Vasconcelos, 2008). Desta forma, o coeficiente de difusão molecular no solo é dado pela Equação 3.

$$D_m = D_o \cdot \tau \quad (3)$$

Em que, D_o é o coeficiente de difusão em água pura ($m^2 s^{-1}$), τ é o fator de tortuosidade, que varia entre 0,3 e 0,7 para a maioria dos solos (van Genuchten; Wierenga, 1986).

O transporte de solutos por dispersão ocorre somente durante o movimento da água nos poros do solo, que por sua natureza passiva, o termo dispersão mecânico é utilizado frequentemente para descrever a mistura causada por variações locais de velocidade no escoamento das partículas responsáveis pelo espalhamento do poluente. Este espalhamento de contaminante atua longitudinalmente e transversalmente ao escoamento no meio poroso, o que promove a diluição sucessiva do soluto (Fagundes; Zuquette, 2009). Assim o fluxo de dispersão é dado pela Equação 4.

$$J_h = -\theta \cdot D_h \frac{\partial C}{\partial X} \quad (4)$$

Em que: J_h é o fluxo dispersivo ($kg m^{-2} s^{-1}$) e D_h é o coeficiente de dispersão mecânica ($m^2 s^{-1}$).

O aumento da velocidade da solução no solo provoca um aumento no coeficiente de dispersão. O coeficiente de dispersão horizontal. D_h pode ser determinado pela Equação 5.

$$D_h = \alpha \cdot V^n \quad (5)$$

Em que: α é a dispersividade (m), V é a velocidade real média da frente de molhamento nos poros ($m s^{-1}$) e n é um coeficiente empírico próximo a 1.

A dispersividade é uma propriedade crítica do solo que influencia o movimento de substâncias pelos poros do solo. Para obtê-la, utiliza-se a análise de experimentos com traçadores, onde se observa como a substância se espalha ao longo do fluxo (Khodaparast *et al.*, 2021).

Como os processos de difusão e dispersão são macroscopicamente semelhantes, os coeficientes de difusão e dispersão são muitas vezes considerados aditivos, dando origem ao coeficiente de dispersivo-difusivo, também chamado de coeficiente de difusão aparente ou

coeficiente de dispersão hidrodinâmica D ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) (Alves, 2015), que pode ser expressado por meio da Equação 6.

$$D = D_m + D_h \quad (6)$$

O mecanismo (convecção-dispersão ou difusão) que domina o processo de transferência de solutos, pode ser determinado pelo número de Péclet (Pe) que é um adimensional (Costa; Antonino; Netto, 2006), que pode ser calculado pela Equação 7.

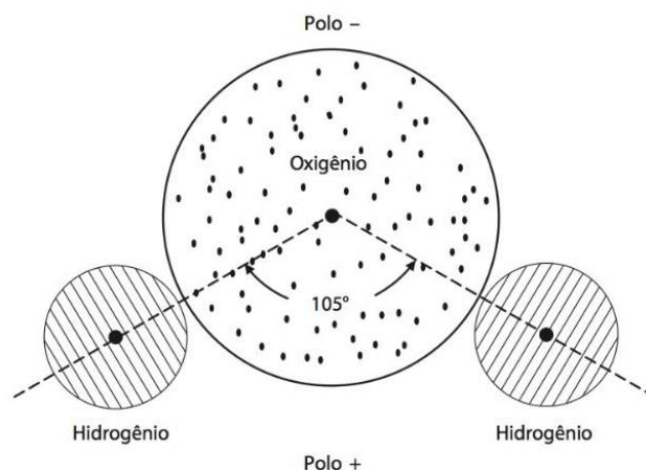
$$Pe = \frac{v.L}{D} \quad (7)$$

Em que L é o comprimento característico da coluna de solo (m), D é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) e v é a velocidade da água nos poros (m s^{-1}). Para valores de $Pe > 10$ o transporte é predominantemente convectivo e para $Pe < 10$ o transporte é considerado difusivo.

1.6 Água e sua qualidade

Na crosta terrestre, a água é uma das substâncias mais importantes, já que é essencial para a vida, a sustentabilidade do meio ambiente, o desenvolvimento econômico, a produção de alimentos e os processos físico-químicos e biológicos da Terra, além disso, é o solvente universal, já que possibilita a maioria das reações químicas. No ambiente pode-se encontrar em três fases: sólida, líquida e vapor. As primeiras duas fases cobrem mais de dois terços do planeta e, a forma de vapor, é constituinte da atmosfera. Sua forma química é H_2O , em que os dois átomos de hidrogênio estão ligados ao átomo de oxigênio formando um ângulo de aproximadamente de 105° (Figura 2), essa ligação cria um dipolo elétrico que é responsável por uma série de propriedades físico-químicas da molécula da água (Reichardt; Timm, 2016).

Figura 2 – Esquema da molécula de água.



Fonte: Reichardt e Timm (2016).

O planeta possui um total de 1.386.256.985 km³ de água, sendo 97,08% de água salgada e 2,92% de água doce, esse percentual de água doce se distribui da seguinte forma: geleira 1,9152%, água subterrânea 0,9882, lagos 0,01646%, umidade do solo 0,00366%, atmosfera 0,00095%, rios 0,00009% e organismos 0,00007% (Vom Sperling, 2006). No Brasil, a disponibilidade de água depende muito do clima, sendo que, em regiões semiáridas do Brasil, a água é um fator crítico. Por exemplo, a região Nordeste conta com apenas 3% das reservas de água doce do país (Marengo, 2008).

Em diferentes regiões do mundo, a situação hídrica é preocupante, tanto em quantidade, quanto em qualidade, devido ao aumento da população, desmatamento e deterioração das florestas, o efeito negativo da exploração de aquíferos (salinização) e os crescentes danos por contaminantes da qualidade de águas superficiais, sendo mais alarmante em regiões áridas e semiáridas, onde os recursos hídricos são mais escassos devido às condições climáticas. Nestas regiões, é grande a dependência da irrigação durante o ciclo da cultura, para o atendimento das necessidades das lavouras (Almeida, 2010).

O conjunto de características físicas, químicas e biológicas da água são as variáveis que devem de ser considerados na avaliação de sua qualidade. As variáveis que determinam a qualidade da água para irrigação são: pH, condutividade elétrica (CE), total de sais dissolvidos, íons em solução (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁺, CO₃⁻ e HCO₃⁻, B⁺) e razão de adsorção de sódio (RAS). Esses elementos têm sua origem na dissolução ou intemperismo de rochas e solos, e são transportados por correntes superficiais e subterrâneas, e depositados no solo naturalmente ou por irrigação (Almeida, 2010). Valores que estabelecem parâmetros para a avaliação da qualidade da água para irrigação podem ser vistos na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros para a avaliação da qualidade da água para irrigação.

Variável	Unidades	Restrição de uso		
		Nenhuma	Moderada	Severa
Salinidade (Fator limitante da disponibilidade de água para a cultura)				
CE _{ai}	dS m ⁻¹	<0,7	0,7 – 3,0	>3,0
TSD	mg L ⁻¹	<450	450 - 2000	>2000
Infiltração (Avaliada usando CE _{ai} e RAS simultaneamente)				
RAS			CE _{ai}	
0 – 3		>0,7	0,7 – 2,0	<0,2
3 – 6		>1,2	1,2 – 0,3	<0,3
6 – 12		>1,9	1,9 – 0,5	<0,5
12 – 20		>2,9	2,9 – 1,3	<1,3
20 – 40		>5,0	5,0 – 2,9	<2,9
Toxicidade de elementos químicos específicos (afeta culturas sensíveis)				
Sódio (Na)				
Irrigação superficial	RAS	<4	4 – 10	>10
Irrigação por aspersão	mg L ⁻¹	<69	>69	
Cloreto (Cl ⁻)				
Irrigação superficial	meq L ⁻¹	<4	4 – 10	>10
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	<3	>3	
Boro (B)	mg L ⁻¹	<0,7	0,7 – 3,0	>3,0
Nitrogênio (NO ₃)	mg L ⁻¹	<05	5 – 30	>30
pH		Faixa normal 6,5 – 8,4		

Fonte: Ayers e Westcot (1985)

A salinização, que é o acúmulo de sais na solução do solo, proporciona o aumento do potencial osmótico, impedindo a absorção de água e a absorção seletiva de nutrientes pela planta. A condutividade elétrica da água de irrigação (CE_{ai}) é um indicador utilizado para determinar o potencial da água de irrigação em promover a salinização do solo, pois considera a quantidade total de sais presente na água, sem especificar quais são os íons que estão presentes, assim, sua estimativa deve estar associada com a temperatura, já que há uma

interdependência entre elas. Além disso, existe outra variável que expressa a salinidade da água, que é a concentração de Sais Dissolvidos Totais (SDT), que pode ser determinado pela soma das concentrações de cada um dos íons presentes em uma amostra de água (Almeida, 2010).

A Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – (CONAMA), apresenta a classificação das águas de acordo com a salinidade da seguinte forma: água doce, aquela com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, água salobra, que possui salinidade maior de 0,5 a 30 ‰ e águas salinas com salinidade superior a 30 ‰ da concentração de sais (BRASIL, 2005).

De acordo com Yasuor; Yermiyahu e Ben-Gal (2020) nos sistemas de produção nas regiões áridas, semiáridas e úmidas, o processo de salinização pode ser induzido pelo uso de água de baixa qualidade para irrigação, o que faz com que seja de grande importância a avaliação da qualidade da água nessas regiões áridas e semiáridas, já que apresentarem baixos índices pluviiais e alta evaporação.

A redução da permeabilidade do solo, devido à dispersão em argilas pouco intemperizadas como Esmectita, Ilita, Caolinita, Hematita e Goethitas são os principais danos que a água com concentração alta de sódio pode causar ao solo. Além disso, em condições de baixa salinidade e altos valores de porcentagem de sódio trocáveis (PST) presentes na água de irrigação, tem um efeito significativo nos danos anteriores (Varallo; Souza; Santoro, 2012).

A RAS é utilizada para caracterizar a solução do solo em relação à sua provável influência na porcentagem de sódio trocável e, também, para avaliar a qualidade da água de irrigação, já que é uma expressão aproximada para a atividade relativa de íons Na^+ em reações de troca nos solos. Quando a proporção de Ca^{2+} e Mg^{2+} , é menor em relação ao Na^+ adsorvido ao complexo de troca, há a dispersão dos colóides de argila, o que pode reduzir a permeabilidade do solo, quando estes forem susceptíveis a isso. Além disso, a RAS do extrato de saturação do solo talvez seja a melhor maneira de verificar os efeitos da toxidez do Na^+ sobre o crescimento das plantas (Ribeiro; Barros; Freire, 2009; Varallo *et al.*, 2010).

No entanto, a redução do valor de RAS deve-se ao aumento da relação $\text{Ca}^{2+}:\text{Mg}^{2+}$, que induz a floculação, melhorando as propriedades do solo. Contudo, em alguns casos, o Mg^{2+} pode aumentar a dispersão promovida pelo Na^+ , quando este predomina em relação ao Ca^{2+} , pois o Mg^{2+} possui um raio de hidratação maior que o Ca^{2+} , o que dificulta a aproximação das partículas coloidais, causando impedimento do movimento do ar e água. Além disso, nos sistemas $\text{Na}^+:\text{Mg}^+$, os solos apresentam maior preferência pelo Na^+ do que no sistema $\text{Na}^+:\text{Ca}^{2+}$ (Amorim *et al.*, 2008; Ribeiro; Barros; Freire, 2009). Isto posto, a relação de adsorção de sódio pode ser estimada pela Equação 8.

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}}{2}}} \quad (8)$$

Em que: RAS é a razão adsorção de Sódio ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$)^{0,5}, Na^+ é a concentração do íon sódio ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$), Ca^{2+} é a concentração do íon cálcio ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$) e Mg^{2+} é a concentração do íon magnésio ($\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$).

A dispersão da argila está relacionada à dupla camada difusa (DCD), que é a espessura formada entre a superfície das partículas sólidas carregadas negativamente e a solução do solo, com íons de carga elétrica positivas e negativas. Próximo ao coloide concentram-se os cátions, que tem sua quantidade reduzida à medida que se afasta da superfície, região em que o coloide tem menor força de atração. A espessura da DCD depende da carga dos cátions em solução e seu raio de hidratação, desta forma, quanto menor a carga de cátions, maior a espessura da DCD, e o solo se dispersará, ao contrário, quanto maior a carga de cátions, menor a espessura da DCD, e o solo irá flocular. Esta é a razão pela qual a água de irrigação com maiores valores de RAS dispersa o solo, devido à maior concentração de Na^+ e por este elemento ter um raio de hidratação relevante para uma menor valência (Melo; Machado; Tavares Filho, 2019).

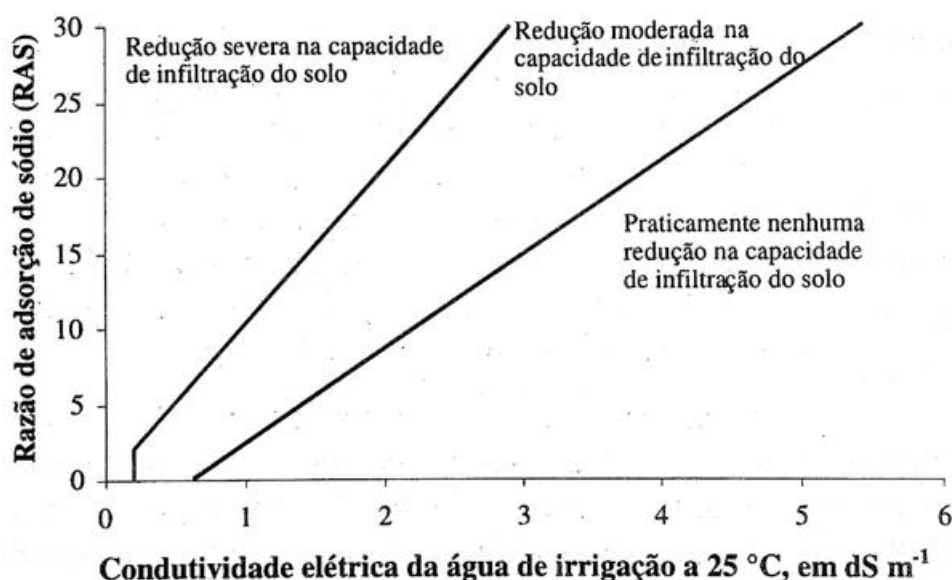
As águas com níveis baixos de RAS e salinidade (inferiores a $0,2 \text{ dS m}^{-1}$) também influenciam de forma severa na redução da capacidade de infiltração de um solo (Esmectita, Ilita, Caolinita, Hematita e Goethitas), pois esta tende a lixiviar minerais e sais solúveis da superfície do solo, especialmente o Ca, o que leva à diminuição do efeito estabilizador deste íon, nos agregados e a estrutura do solo (Ayers; Westcot, 1985; Bertossi, 2013).

Além disso, para águas usadas em irrigação, com valores altos de RAS, é importante que também possuam maiores valores de CE, já que, com isso, não se espera redução de sua capacidade de infiltração do solo. Isso ocorre pois a expansão de argilas, susceptíveis a este processo, ocorre por meio de diferentes mecanismos: atração superficial das partículas, hidratação dos cátions e repulsão osmótica, sendo esta última importante em condições de alta umidade e concentração iônica (Ayers; Westcot, 1985; Hillel, 2003).

O fenômeno da repulsão osmótica, que gera pressões de expansão no solo, ocorre quando o solo adsorve água de uma solução externa, entre camadas de argilominerais, devido a diferenças entre a concentração iônica na dupla camada e água externa, o que leva a uma diferença de pressão osmótica entre ambas. À medida que cada micela se expande, o conjunto de cátions com carga positiva ao seu redor repele os cátions das micelas vizinhas, promovendo a separação entre elas. Isso faz com que as micelas empurrem umas às outras e, mesmo que se

tenha uma expansão inteira do sistema, há um efeito interno de redução de poros de diâmetros maiores. A atração osmótica de uma formação de argila, pela água externa, é maior com cátions monovalentes do que com cátions divalentes, pois geralmente há duas vezes mais dos primeiros do que os demais, na dupla camada iônica. Assim, a água salina, rica em eletrólitos, mantém uma permeabilidade substancialmente maior e, ao mesmo tempo, o alto teor de sais serve como fonte de cátions bivalentes para substituir o Na^+ , fazendo com que a espessura da dupla camada difusa seja menor, o que favorecerá a floculação da argila e a formação de agregados estáveis (Hillel, 2003). O comportamento do efeito da RAS e da salinidade da água de irrigação na capacidade de infiltração do solo pode ser visto na Figura 3.

Figura 3 – Redução relativa da infiltração do solo, provocada pela salinidade e a relação de adsorção de sódio (RAS).



Fonte: Ayers e Westcot (1985)

Os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} também estão associados à dureza da água, que pode ser classificada de acordo com os cátions como dureza de cálcio e dureza de magnésio, e quanto ao ânion como dureza temporária ou carbonatadas, constituídas pelos bicarbonatos de cálcio e magnésio, sendo essa relacionada às incrustações, já que pela ação do calor, se decompõem em gás carbônico, água e carbonatos insolúveis, os quais precipitam; e dureza permanente, ou não carbonatadas, formada pelos sais de cloreto, sulfato e nitrito de cálcio e magnésio, que não produz incrustações por serem seus sais muito solúveis na água. A alcalinidade é constituída pela presença de bicarbonato, carbonato e hidróxidos, sendo a alcalinidade da água devida somente aos bicarbonatos de cálcio e magnésio, de forma que o valor da alcalinidade é igual ao

da dureza total. A dureza total é a soma da dureza temporária e permanentes, sendo expressa em carbonato de cálcio (Abdalla *et al.*, 2010; Pimentel, 2018).

Deste modo, um dos parâmetros de importância significativa, é a dureza da água subterrânea, dada a sua influência sobre a qualidade da água destinada ao consumo humano, aos processos industriais e às aplicações domésticas (Akram; Rehman, 2018; Ehimentan; Mafimisebi; Martins, 2024). Devido à presença de íons Ca^{2+} e Mg^{2+} , os quais se originam principalmente do intemperismo e dissolução de minerais de carbonato (calcita - CaCO_3) e [dolomita - $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$] e sulfato (gipsita - $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), bem como dos processos de troca catiônica (Wen *et al.*, 2024). A concentração desses íons, e, portanto, o grau de dureza, apresenta ampla variabilidade espacial e temporal, sendo condicionada por fatores litológicos, hidrogeológicos, condições físico-químicas do meio (pH, temperatura, tempo de residência da água subterrânea) e por influências antrópicas, tais como atividades agrícolas, uso do solo e lançamento de efluentes (QIANQIAN, 2018; RUI *et al.*, 2020).

Além disso, a pressão atmosférica influencia significativamente a solubilidade do dióxido de carbono (CO_2) na água, o que, por sua vez, afeta o comportamento da água dura. Em condições de pressão normal, o CO_2 permanece dissolvido na água, contribuindo para a formação de ácido carbônico (H_2CO_3), que mantém os íons bicarbonato (HCO_3^-) em solução, impedindo a precipitação imediata de sais como o carbonato de cálcio (CaCO_3). No entanto, mudanças na pressão atmosférica ou na temperatura, o CO_2 é liberado para a atmosfera, o equilíbrio se altera, a concentração de HCO_3^- diminui e ocorre a precipitação de compostos insolúveis como o CaCO_3 , o que favorece a formação de incrustações. Assim, a pressão atmosférica desempenha um papel essencial no controle da quantidade de CO_2 dissolvido e, conseqüentemente, no equilíbrio entre solução e suspensão na água dura (SALMINEN; KOBYLIN; OJALA, 2007; COLT, 2012; SULEMAN; MAULUD; MAN, 2016; WANG *et al.*, 2016).

Desta forma, em condições de alta pressão, como as existentes no manto terrestre, o CO_2 é predominantemente convertido em íons HCO_3^- e carbonato (CO_3^{2-}), ao invés de permanecer como CO_2 dissolvido. Esse comportamento destaca o papel fundamental da pressão na determinação das formas químicas e do comportamento das espécies de carbono em meio aquoso (WANG *et al.*, 2016; STOLTE; PAN, 2019).

Em regiões áridas, a precipitação de Ca^{2+} é ainda mais comum, principalmente quando as águas apresentam altas concentrações de cálcio e bicarbonatos. Nesses ambientes, a evaporação intensa e as temperaturas elevadas intensificam a liberação de CO_2 , favorecendo a formação de depósitos minerais. As águas duras representam um risco significativo para o

entupimento de emissores e a formação de incrustações em tubulações de água quente, além de comprometerem o funcionamento de motobombas utilizadas em sistemas de irrigação (Santiago *et al.*, 2008; Abdalla *et al.*, 2010; Thebaldi *et al.*, 2013). A interpretação da qualidade da água quanto à dureza pode ser vista na Tabela 7.

Tabela 7 – Qualidade da água quanto à dureza.

Classe de água	Teor de CaCO_3 (mg L^{-1})
Mole	< 75
Moderada	75 – 150
Dura	150 – 300
Muito dura	> 300

Fonte: Peres (2012).

Pessoa *et al.* (2010) ao avaliarem a composição química e a salinidade do lixiviado de dois Neossolos Flúvicos, cultivados com cebola irrigada com água salina, observaram que o teor de potássio dos lixiviados incrementava com o aumento da salinidade das águas de irrigação aplicada, considerados fatores negativos, pois essas águas com maiores valores de CE podem promover a diminuição do Potássio nos solos pela substituição deste elemento no complexo de troca, com posterior lixiviação.

Silva *et al.* (2008) ao avaliar a composição do lixiviado em quatro solos (Cambissolo, Argissolo, Latossolo e Neossolo Flúvico) do Rio Grande do Norte, irrigados com águas com valores crescentes de condutividade elétrica (CE) e relação de adsorção de Sódio (RAS), cultivados com melão, observaram que o aumento da CE e RAS nas soluções percolantes induziu a maiores perdas de cátions nos lixiviados.

Em um estudo de Ruan; Zhang e Xin (2014) sobre a influência da água de irrigação de baixa qualidade na liberação de K^+ de solos sob plantios de longa duração com diferentes adubações, mostraram que a quantidade média de K^+ liberado em solução, com Ca^{2+} : Mg^{2+} 75:25 e RAS 45 foi 146 mg kg^{-1} , enquanto a quantidade média de K^+ liberado em solução, com relação Ca^{2+} : Mg^{2+} de 25:75, e RAS de 5 foi de 212 mg kg^{-1} , com diminuição da RAS e aumento do Mg^{2+} em relação ao Ca^{2+} na relação Ca^{2+} : Mg^{2+} , o K^+ lixiviado foi maior, o que foi atribuído ao efeito do íon específico (Mg^{2+}), uma vez que o Mg^{2+} teve um papel mais importante na liberação de K^+ do que o Ca^{2+} . A influência de Ca^{2+} e Mg^{2+} na liberação de K^+ é diferente, já que o Mg^{2+} pode expandir os espaços entre as camadas de argila por possuir um tamanho de

hidratação maior que o Ca^{2+} , o que faz com que o Mg^{2+} seja trocado pelo K^{+} nos sítios internos da entre as camada da argila.

1.7 Lixiviação de solutos do solo

Os elementos químicos disponíveis na solução do solo podem ser absorvidos pelas plantas, adsorvidos ao solo, volatilizados e deslocados para camadas mais profundas do solo, ou seja, lixiviados, sendo que a competição por sítios de sorção de íons na solução do solo favorece a lixiviação dos nutrientes do solo (Costa *et al.*, 1999; Batista *et al.*, 2018).

A lixiviação é o resultado da liberação de íons na forma solúvel e do movimento da água no perfil do solo para remover esses íons. A quantidade de perda de íons é proporcional à concentração do elemento na solução do solo e à quantidade de água drenada (Ghiberto *et al.*, 2009).

A percolação excessiva de água no solo pode causar redução da fertilidade do solo em decorrência da lixiviação de nutrientes, uma vez que a lixiviação determina a perda de nutrientes da zona radicular das plantas para camadas mas profundas do perfil do solo. A lixiviação de íons pode variar com base em diferentes atributos físicos (textura, estrutura, profundidade do perfil e porosidade) e químicos (CTC e pH). Os solos são menos suscetíveis à lixiviação de cátions quando a CTC é alta, pois possuirá maior capacidade de adsorção desses íons (Santos *et al.*, 2002).

No entanto, em muitas regiões áridas e semiáridas do mundo a alta salinidade e sodicidade dos solos se apresentam como um grave risco, já que limitam a produtividade das plantas que são sensíveis à salinidade e afeta negativamente as propriedades físicas, químicas e hídricas do solo. O método mais eficaz de remoção de sais solúveis do solo é a lixiviação. Na ausência de lixiviação, os sais se acumulam na superfície do solo devido ao fluxo ascendente resultante da evapotranspiração. A lixiviação dos sais pode ser influenciada pelo volume, qualidade da água e frequência de aplicação das lâmina de agua para a lixiviação no solo (Shrivastava; Kumar, 2015).

Quando um fluido que residente no solo se mistura prontamente com outro fluido e o desloca no perfil do solo, tem-se o chamado deslocamento miscível, mas se os líquidos não são mutuamente solúveis é chamado de deslocamento imiscível. A lixiviação de sais no solo é um exemplo de deslocamento miscível. A aplicação incorreta de insumos agrícolas (fertilizantes, pesticidas, agrotóxicos) que são retidos na superfície do solo podem ser deslocados para partes mais profundas do perfil do solo, o que pode causar problemas ambientais, ameaçando a

qualidade da água subterrânea além de tornar alguns íons indisponíveis para as culturas (Ruiz *et al.*, 2010; Ghiberto; Libardi; Trivelin, 2015).

Assim, a mobilidade dos íons no solo pode ser avaliada por meio do processo de deslocamento miscível. Os dados experimentais deste processo podem ser obtidos por meio de lixímetros no campo ou usando colunas de solos deformados ou indeformados no laboratório. A técnica no laboratório tem sido frequentemente mais utilizada pela precisão, condições experimentais controladas e sua simplicidade (Matos; Gariglio; Monaco, 2013).

Muitos trabalhos utilizaram o processo de deslocamento miscível para analisar o transporte de solutos em colunas de solos, por exemplo: Matos; Gariglio e Lo Monaco (2013) realizaram um experimento em laboratório para avaliar o fator de retardamento, o coeficiente de dispersão-difusão e as curvas de efluente dos íons Ca, Mg e K presentes na vinhaça, em colunas dos solos Latossolo Vermelho Distrófico (LVd), Latossolo Vermelho Eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd). Os autores concluíram que os maiores valores de fator de retardamento (FR) foram obtidos para o potássio no LVd, seguido do cálcio no LVAd e por último o potássio no LVAd. Os menores valores de FR e os coeficientes de dispersão-difusão (D) para todos os íons avaliados foram obtidos no LVef. O magnésio apresentou os menores valores de FR e D, nos três solos avaliados.

Pinho e Miranda (2014) estudaram o movimento vertical descendente da água e do K, em condições não saturadas em solos tropicais Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e Nitossolo Vermelho (NV) em Piracicaba, São Paulo. Os autores observaram que houve alta interação do K com a matriz de ambos os solos, principalmente para o solo NV.

De Andrade *et al.* (2018) analisaram o transporte de sódio e potássio em colunas de solo Planossolo Háptico Típico sob a aplicação de águas residuais via irrigação, por gotejamento superficial, sob diferentes vazões em Pernambuco. Os autores concluíram que valor retardamento foi maior para o sódio quando comparado ao potássio, refletindo sua maior adsorção e os processos de troca entre o soluto e o solo.

Vilela *et al.* (2018) determinaram alguns parâmetros de transporte de K em colunas de solo Latossolo Vermelho Distrófico, por meio do deslocamento miscível de efluentes domésticos.

Neste último, verificou-se que o K aplicado no solo via efluente doméstico tratado tem maior potencial de poluir as águas subterrâneas do que aplicado com solução de KCl, com mesma concentração de K do efluente, já que a interação do K com o solo, nos deslocamentos com soluções de KCl é maior do que com o efluente, que possui mais íons em sua composição (Vilela *et al.*, 2018). Os autores observaram que presença de outros cátions competidores no

efluente causou menor adsorção de potássio pelo solo. Concluindo que o potássio apresentou maior potencial poluente nas águas subterrâneas quando aplicado via efluente do que soluções de cloreto de potássio com as mesmas concentrações de íons.

Em solos com alta CTC, para uma mesma quantidade de K total aplicado, haverá uma menor quantidade de K na solução, já que a CTC determina a relação de K trocável e K em solução, o que ajudará a haver menor perda de K por lixiviação, menor retirada desnecessária de K pelas plantas e maior capacidade de armazenamento de K no solo. No entanto, a elevação dos teores de K na solução favorece a lixiviação desde nutriente, mesmo em solos mais argilosos e com alta CTC e maior fator de retardamento, já que este poderá ser movimentado verticalmente pela água percolada no solo (Werle; Garcia; Rosolem, 2008).

Mendes *et al.* (2016), estudaram a aplicação de lâminas crescentes de irrigação equivalentes a 50, 100, 150 e 200% da lâmina de água necessária para elevar a umidade do solo à capacidade de campo, com a aplicação superficial de K_2O como fonte de potássio, em quantidade equivalente a três vezes a dose normalmente aplicada em condições de campo na produção de grãos. O objetivo foi simular uma alta carga do elemento mineral em solução e um potencial máximo de lixiviação, em amostras indeformadas de solo argiloso (Latossolo Vermelho distrófico) e um arenoso (Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico). As quantidades lixiviadas de K no solo argiloso para as camadas abaixo de 30 cm da superfície foi $0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ para lâminas de água de 100%, $6,3 \text{ kg ha}^{-1}$ para lâminas de água de 150% e $15,4 \text{ kg ha}^{-1}$ para lâminas de água de 200%. Já em solo arenoso, teve-se uma lixiviação de $6,0 \text{ kg ha}^{-1}$ para lâminas de 100%, $84,4 \text{ kg ha}^{-1}$ para lâminas de 150% e $109,6 \text{ kg ha}^{-1}$ para lâminas de 200%. Os autores concluíram que o aumento da lâmina de irrigação em solos arenosos tende a resultar em maior lixiviação de K^+ , em comparação com solos argilosos, devido à maior CTC desses últimos.

Segundo Ferreira *et al.* (2022), o preparo de Latossolo Argiloso com monocultivo de algodão pelo sistema convencional favorece a lixiviação do excesso de K proveniente da adubação, ao contrário, quando o preparo é realizado pelo sistema de plantio direto com rotação de algodão/soja/milho e a inclusão de uma planta de cobertura como *Urochloa ruziziensis* (capim ruziziensis), que reduz as perdas de K por lixiviação já que, neste sistema, há um aumento da MO e CTC, o que permite um melhor controle da dinâmica do K, aumentando sua capacidade de armazenamento na camada superficial do solo. Nos solos tropicais altamente intemperizados, a adoção deste sistema de plantio com a integração de gramíneas, pode ser uma forma viável para melhorar a eficiência do uso de fertilizantes K, uma vez que o K contido nos resíduos vegetais pode ser liberado rapidamente para a solução do solo, devido ao fato do K

absorvido pela planta não integrar componente alguma estrutura da célula vegetal, sendo armazenado no citoplasma e no vacúolo, o que pode contribuir para a nutrição da cultura subsequente.

Em outra pesquisa, Jalali e Rowell (2003) relataram que o deslocamento e lixiviação do K no solo pode ser potencializado pela irrigação com água que contém concentrações significativas de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ , tendo sido observadas perdas equivalentes a 63–170 kg $\text{K}^+ \text{ha}^{-1}$, quando 196 mm de solução contendo 2 – 30 mmol L^{-1} CaCl_2 foram aplicados em coluna de solo, em laboratório.

Por outro lado, estudos têm investigado como melhorar a eficiência da lixiviação de sais do solo, com o intuito de melhorar as propriedades físicas, químicas e hídricas do solo.

Abate, Belayneh e Ahmed (2021) avaliaram a possibilidade de usar emenda de solo de gesso (4 níveis de gesso (0%, 75%, 100%, 125% de exigência de gesso)) e gramíneas halofíticas (*Chlorosis Guayana* e *Cynodon Dactylon*) nas propriedades de modificação do solo salino-sódico e seus efeitos na infiltração em Etiópia. Os autores concluíram que a aplicação combinada de *Chlorosis Guayana* + 125% gesso e *Cynodon Dactylon* + 125% de gesso foi o tratamento mais eficiente para melhorar o solo salino-sódico.

Yahya *et al.* (2022) avaliaram a eficácia da adição de gesso e palha de arroz na melhoria da eficiência da lixiviação de sal, utilizando quatro tratamentos (controle, palha de arroz, gesso e gesso e palha de arroz, com duas repetições). Os autores observaram que o tratamento com gesso e palha de arroz foi o melhor, já que a condutividade elétrica, a RAS e porcentagem de sódio trocável (PST) caíram para 3,61%, 5,04% e 8,14%, respectivamente.

3. DELINEAMENTO DA TESE

Os métodos empregados e os resultados alcançados nesta tese são apresentados na segunda parte deste documento, a qual é composta por dois artigos:

Artigo 1 – Efeito da dureza, RAS e CE da água sobre o deslocamento de potássio em três solos tropicais.

Artigo 2 – Aplicação de águas de diferentes durezas, RAS e CE: efeitos sobre a lixiviação de potássio e fertilidade de três solos tropicais.

REFERÊNCIAS

- ABATE, S.; BELAYNEH, M.; AHMED, F. Reclamation and amelioration of saline-sodic soil using gypsum and halophytic grasses: Case of Golina-Addisalem irrigation scheme, Raya Kobo Valley, Ethiopia. **Cogent Food & Agriculture**, v. 7, n. 1, 2021.
- ABDALLA, K. V. P. *et al.* Avaliação da dureza e das concentrações de cálcio e magnésio em águas subterrâneas da zona urbana e rural do município de Rosário-Maranhão. **Águas Subterrâneas**, 2010.
- AKRAM, S.; REHMAN, F. Hardness in drinking-water, its sources, its effects on humans and its household treatment. **J Chem Appl**, vol. 4, no 1, p. 1-4, 2018.
- ALMEIDA, O. **Qualidade da água de irrigação**. EMBRAPA mandioca e fruticultura, 2010.
- ALLEONI, L. R. F.; MELLO, J. W. V. DE; ROCHA, W. S. D. DA. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. In: MELO, V. DE F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.). **Química e Mineralogia do Solo Parte II - Aplicações**. 1. ed. Viçosa - Minas Gerais: SBCS, p. 69–129. 2009.
- AMERI, A. *et al.* Application of algae as low cost and effective bio-adsorbent for removal of heavy metals from wastewater: a review study. **Environmental Technology Reviews**, v. 9, n. 1, p. 85-110, 2020.
- AMORIM, R. A. *et al.* Qualidade da água na agricultura irrigada. In: ALBUQUERQUE, P. E. P.; DURÃES, F. O. M. (Eds.). **Uso e manejo de irrigação**. 1.ed. Brasília, DF, p. 255 – 304. 2008.
- APPEL, CH.; MA, L. Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils. **Journal of environmental quality**, vol. 31, no 2, p. 581.2002.
- APPEL, C. *et al.* Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility. **Geoderma**, v. 113, n. 1-2, p. 77-93, 2003.
- ALVES, I. T. **Simulação do transporte de potássio e fósforo no solo por meio de soluções analíticas e numéricas**. Viçosa: UFV. 76p. 2015.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.
- BASSO, J. B.; KIANG, CH. H. Retardamento e dispersão hidrodinâmica de cobre, potássio e cloreto em solos residuais do subgrupo Itararé no estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 1, p. 117-133, 2017.
- BATISTA, M. A. *et al.* **Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral**. Maringa, 2018.
- BERISSO, F. E. *et al.* Persistent effects of subsoil compaction on pore size distribution and gas transport in a loamy soil. **Soil and Tillage Research**, v. 122, p. 42-51, 2012.

BERTOSSI, A. P. A. Influência da aplicação de águas residuárias sobre a infiltração de água no solo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 24, 2013.

BLEAM, W. F. **Soil and environmental chemistry**. Academic Press, 2016.

BORGES JÚNIOR, J. C. F.; FERREIRA, P. A. Equações e programa computacional para cálculo do transporte de solutos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.604–611, 2006.

BRASIL. **Resolução no 357, de 17 de março de 2005**. Brasília Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 2005.

COLT J. **Dissolved gas concentration in water: computation as functions of temperature, salinity and pressure**. Elsevier, 2012.

CNA - CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL. **Insumos agropecuários: Fertilizantes e defensivos**. 2024.

CORRÊA, R. de S.; OLIVEIRA, G. de. Classificação dos remineralizadores. **Geologia USP. Série Científica**, 24(2), 23–37. 2024.

COSTA, S. N. *et al.* Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, p. 190-194, 1999.

COSTA, C. T.; ANTONINO, A. C. D.; NETTO, A. M. Ensaios de Deslocamento de líquido miscível na determinação dos parâmetros hidrodispersivos de um solo Aluvial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 111-122, 2006.

ČEROVIĆ, L. S. *et al.* Point of zero charge of different carbides. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 297, n. 1-3, p. 1-6, 2007.

DARUNSONTAYA, T. *et al.* The forms and availability to plants of soil potassium as related to mineralogy for upland Oxisols and Ultisols from Thailand. **Geoderma**, v. 170, p. 11-24, 2012.

DE ANDRADE, C. W. L. *et al.* Simulation of sodium and potassium dynamics by the hydrus 2d model in a Haplic Planosol via residue water. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 874-884, 2018.

DE FÁTIMA C. M. *et al.* Influência de diferentes métodos de recomendação de calcário no pH do solo. **enciclopédia biosfera**, v. 6, n. 10, 2010.

DE JONG, V. L. Q. **Física do solo baseada em processos**. São paulo: Piracicaba. ISBN 9786500112634, 2020.

DE OLIVEIRA, I. P. *et al.* **Considerações sobre a acidez dos solos de cerrado**. 2005.

DINIZ, S. F. *et al.* Fontes de potássio não trocável e potássio total em quatro solos do Estado do Ceará. **Geociências**, p. 379-386, 2007.

DUIKER, S. W. *et al.* Iron (hydr) oxide crystallinity effects on soil aggregation. **Soil Science Society of America Journal**, 2003.

DVOŘÁČKOVÁ, H., DVOŘÁČEK, J., HUESO G. P., e Vlček, V. Effect of different soil amendments on soil buffering capacity. **PLOS ONE**, 17, 2022.

EHIMENTAN, B.; MAFIMISEBI, P.; MARTINS, G. M. Effects of open dumpsite leachate on groundwater quality: A case study of oke-diya dumpsite, sagamu, nigeria. **Int. J. Trendy Res. Eng. Technol**, vol. 8, p. 1-6, 2024.

ERNANI, P. R. *et al.* Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 393-401, 2007.

FAGUNDES, J. R. T.; ZUQUETTE, L. V. Capacidade de sorção de materiais inconsolidados residuais da Formação Botucatu, região de São Carlos (SP), Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, n. 3, p. 494–506, 2009.

FARIA, A. F. *et al.* Capacidade de suprimento de potássio em solos de Minas Gerais-Brasil. **Spanish Journal of Soil Science: SJSS**, v. 2, n. 1, p. 26-37, 2012.

FEITOSA, F. A. C. *et al.* **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. CPRM, 2008.

FERREIRA, A. C. B. *et al.* Exchangeable potassium reserve in a Brazilian savanna Oxisol after nine years under. **Sci. Agric**, v. 79, n. 4, p. e20200339, 2022.

FONTES, M. P. F.; ALLEONI, L. R. F. Propriedades eletroquímicas e a disponibilidade de nutrientes, elementos tóxicos e metais pesados no sistema solo-planta. **reunião brasileira de fertilidade do solo e nutrição de plantas**, v. 26, 2004.

GAO, Y. *et al.* Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soils. **Environment International**, v. 29, n. 5, p. 613-618, 2003.

GHIBERTO, P. J. *et al.* Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 10, p. 1443-1448, 2009.

GHIBERTO, P. J.; LIBARDI, P. L.; TRIVELIN, P. C. O. Nutrient leaching in an Ultisol cultivated with sugarcane. **Agricultural Water Management**, v. 148, p. 141-149, 2015.

GOMIDES, J. F. F. B. *et al.* Identification of Modern High-Yield Soybean Genotypes for Potassium-Use Efficiency in Sandy Soil of the Brazilian Cerrado. **Agronomy**, 2023.

HILLEL, D. **Introduction to environmental soil physics**. Elsevier, 2003.

HILLEL, D.; HATFIELD, J. L. **Encyclopedia of Soils in the Environment**. Amsterdam: Elsevier, 2005.

HEMING, S. D.; ROWELL, D. L. The estimation of losses of potassium and magnesium from chalky soils in southern England: laboratory studies. **Soil use and management**, v. 13, n. 3, p. 122-129, 1997.

HÜTSCH, B. W. *et al.* Can fertilization of potato (*Solanum tuberosum* L.) with potassium sulfate cause oxidative stress in the plants? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 187, p. 459–469, 2024.

INGLEZAKIS, V.; POULOPOULOS, S. **Adsorption, ion exchange and catalysis**. Amsterdam: Elsevier, 2006.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de pedologia**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 3ra. ed. Rio de Janeiro, 430 p. 2015.

JALALI, M.; ROWELL, D. L. The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. **Experimental agriculture**, v. 39, n. 4, p. 379-394, 2003.

JIMENEZ, R. S.; BOSCO, S. M.; CARVALHO, W. A. Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural escolecita-influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares. **Química nova**, v. 27, p. 734-738, 2004.

JOHNSON, R. *et al.* Potassium in plants: Growth regulation, signaling, and environmental stress tolerance. **Plant Physiology and Biochemistry**, 2022.

KAMINSKI, J. *et al.* Acidez e calagem no sul do Brasil: Aspectos históricos e perspectivas futuras. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 5, p. 307-332, 2007.

KAUR, H. Forms of Potassium in Soil and their Relationship with Soil Properties- A Review. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v 8, p. 1580–1586, (2019).

Khodaparast, M. *et al.* Identifying dispersive soils by modification of chemical criterion, validated based on data from Northwest and Central Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, 2021.

KOLAHCHI, Z.; JALALI, M. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil. **Journal of arid environments**, v. 68, n. 4, p. 624-639, 2007.

Kumar, P. *et al.* Potassium: A key modulator for cell homeostasis. **Journal of Biotechnology**, v. 324, p. 198–210, 2020.

KUTÍLEK, M. Soil hydraulic properties as related to soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 2, p. 175-184, 2004.

LEPSCH, IGO, F. **Formação e conservação dos solos**. 2da ed. São Paulo: Oficina de textos, 2010.

LEPSCH, IGO, F. **19 lições de pedologia**. 1ra ed. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

LOBATO, E.; DE SOUSA, D. M. G. **Cerrado: correção do solo e adubação**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004.

LUCHESI, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da Química do Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002.

LYNCH, J. M.; BRIMECOMBE, M. J.; DE LEIJ, F. A. Rhizosphere. **eLS**, 2002.
MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008.

MAHIWAL, S.; PANDEY, G. K. Potassium: a vital nutrient mediating stress tolerance in plants. **Journal of Plant Biochemistry and Biotechnology**, v. 31, p. 705–719, 2022.

MATOS, A. T.; GARIGLIO, H. A. A.; LO MONACO, P. A. V. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 743-749, 2013.

MCBRIDE, M. B. **Environmental Chemistry of Soils**. 1994.

MCCARTY, L. B.; HUBBARD, L. R.; QUISENBERRY, V. L. **Applied soil physical properties, drainage, and irrigation strategies**. New York: Springer, 2016.

MEENA, V. S.; MAURYA, B. R.; VERMA, J. P. Does a rhizospheric microorganism enhance K⁺ availability in agricultural soils. **Microbiological research**, vol. 169, no 5-6, p. 337-347. 2014.

MELO, T. R.; MACHADO, W.; TAVARES FILHO, J. Charge sparsity: an index to quantify cation effects on clay dispersion in soils. **Scientia Agrícola**, v. 77, 2019.

MELO, V. DE F. *et al.* Potássio e magnésio em minerais das frações areia e silte de diferentes solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 269-284, 2000.

MELO, V. F. de; ALLEONI, L. R. F. **Química e Mineralogia do Solo Parte I – Conceitos Básicos**. 1. ed. Viçosa - Minas Gerais: SBCS, p. 252–332. 2009.

MENDES, W. DA C.; ALVES, J.; DA CUNHA, P. C.; SILVA, A. R. D.; Evangelista, A. W.; CASAROLI, D. Lixiviação de nitrato em função de lâminas de irrigação em solos argiloso e arenoso. **Irriga**, v. 1, n. 2, p. 47-56, 2015.

MENDES, W. DA C. *et al.* Potassium leaching in different soils as a function of irrigation depths. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 972-977, 2016.

MURRIETA, P. **Mecânica dos Solos**. 1ra ed. Grupo GEN, 2018.

MOUHAMAD, R.; ALSAEDE, A.; IQBAL, M. Behavior of Potassium in Soil: A mini review. **International Scientific Organization**, p. 58–69, 2016. DOI: 10.13140/RG.2.1.4830.7041

NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. **Trickles irrigation for crop production** U. S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, U.S. Water Conservation Laboratory, Phoenix, Arizona - U. S. A. p.383, 1986.

NASCIMENTO, R. F. *et al.* **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. 2ª Edição. Fortaleza: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará. 309p. 2020.

NICOCELLI, L. M. *et al.* Sorção de potássio em amostras de solo submetidas à aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 754-760, 2012.

NEVES, L. S. das; ERNANI, P. R.; SIMONETE, M. A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 25-32, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000100003>.

NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. **Recurso solo: propriedades e usos**. 2015.

OLIVEIRA, L.F.C. **Modelo para transporte de solutos no solo e no escoamento superficial**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa 1999.

OLIVEIRA, M. P; MALAGOLLI, G. A; CELLA, D. Mercado de fertilizantes: dependência de importações do Brasil. **Revista Interface Tecnológica**, v. 16, n. 1, p. 489-498, 2019.

PERES, J. de M. **Avaliação da qualidade da água do rio São Francisco nos municípios de Petrolina-PE e Juazeiro-BA**. 2012. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil área de concentração de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco 2012.

PESSOA, L. G.M. *et al.* Composição química e salinidade do lixiviado em dois solos cultivados com cebola irrigada com água salina. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 3, p. 406-412, 2010.

PIMENTEL, L. Ch. A. **Avaliação da dureza e das concentrações de cálcio e magnésio em águas subterrâneas do município de Santa Quitéria do Maranhão**. 2018. Monografia (Licenciatura em Ciências Naturais com Habilitação em Química). Universidade Federal de Maranhão, Maranhão 2018.

PINHO, R. E. C.; MIRANDA, J. H. Avaliação do modelo HYDRUS-1D na simulação do transporte de água e potássio em colunas preenchidas com solos tropicais. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 5, p. 899-911, 2014.

QIANQIAN, Z., *et al.* Increasing mechanism of groundwater total hardness (TH) in the hutuo river alluvial-pluvial fan. **Environmental Science & Technology**, vol. 41, p. 62-68, 2018.

RESENDE, M. *et al.* **Pedologia, Base para Distinção de Ambientes**. 6 ampliada Universidade Federal de Lavras, 2014.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 3ra ed. São Paulo: Manole, 2016.

RIBEIRO, M. R.; BARROS, MF de C.; FREIRE, M. B. G. S. **Química dos solos salinos e sódicos**. 1. ed. Viçosa - Minas Gerais: SBCS, p. 449-484, 2009.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**, 2010.

ROSOLEM, C. A. *et al.* Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 6, p. 1033-1040, 2006.

RÖMHELD, V.; KIRKBY, E. A. Research on potassium in agriculture: needs and prospects. **Plant and soil**, v. 335, n. 1, p. 155-180, 2010.

RUAN, L.; ZHANG, J.; XIN, X. Effect of poor-quality irrigation water on potassium release from soils under long-term fertilization. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil & Plant Science**, v. 64, n. 1, p. 45-55, 2014.

RUI, Y., *et al.* Analysis on spatial distribution and influencing factors of groundwater hardness in the plain area of Hetian Prefecture, Xinjiang. **Environmental Chemistry**, vol. 39, no 11, p. 3255-3263, 2020.

RUIZ, H. A. *et al.* **Transporte de solutos no solo**. In: JONG van LIER, Q. (Ed.) **Física do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, MG, Cap. 6, p. 213-240. 2010.

SADEGH, H. *et al.* The role of nanomaterials as effective adsorbents and their applications in wastewater treatment. **Journal of Nanostructure in Chemistry**, v. 7, n. 1, p. 1-14, 2017.

SALMINEN, J.; KOBYLIN, P.; OJALA, A. Solubility of carbon dioxide in natural systems. In: **Thermodynamics, Solubility and Environmental Issues**. Elsevier, . p. 189-203, 2007.

SANTIAGO, M. M. F. *et al.* A qualidade das águas subterrâneas usadas na irrigação da Chapada do Apodi. **Águas Subterrâneas**, 2008.

SCHOENHOLTZ, S. H.; VAN M. H.; BURGER, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest ecology and management**, v. 138, n. 1-3, p. 335-356, 2000.

SEKAR, M.; SAKTHI, V.; RENGARAJ, S. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell. **Colloid and Interface Science**, v. 279, p. 307-313, 2004.

SELIM, H. M. E. **Physical and chemical processes of water and solute transport/retention in soils**. ISBN: 978-0891188353. 2001.

SHIRVANI, M. *et al.* Sorption-desorption of cadmium in aqueous palygorskite, sepiolite, and calcite suspensions: isotherm hysteresis. **Chemosphere**, v. 65, n. 11, p. 2178-2184, 2006.

SHRIVASTAVA, P.; KUMAR, R. Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. **Saudi journal of biological sciences**, v. 22, n. 2, p. 123-131, 2015.

SILVA. M. DE O. *et al.* Composição do lixiviado em quatro solos do Rio Grande do Norte irrigados com águas salinas. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 1, p. 189-203, 2008.

SILVA F. V. C. Da *et al.* Nitrate and potassium dynamics in profiles of soils cultivated with fertigated sugarcane crops. **Revista Caatinga**, v. 32, p. 924-933, 2020. <https://doi.org/10.1590/1983-21252019v32n408rc>.

SITI, N. *et al.* Adsorption process of heavy metals by low-cost adsorbent: a review. **World Applied Sciences Journal**, v. 28, n 11, p. 1518-1530, 2013.

SOUMARE, A.; SARR, D.; DIÉDHIOU, A. G. Potassium sources, microorganisms and plant nutrition: Challenges and future research directions. **Pedosphere**, v. 33, p. 105–115, 2023.

SPARKS, D. L. Chemistry of soil potassium in Atlantic Coastal Plain soils: A review. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 1980.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. **Potassium in agriculture**, p. 201-276. 1985.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. Elsevier, 2003.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. Oxford university press, 2008.

STARKLOFF, T. *et al.* Quantifying the impact of a succession of freezing-thawing cycles on the pore network of a silty clay loam and a loamy sand topsoil using X-ray tomography. **Catena**, v. 156, p. 365-374, 2017.

STOLTE, N.; PAN, D. Large presence of carbonic acid in CO₂-rich aqueous fluids under Earth's mantle conditions. **The Journal of Physical Chemistry Letters**, v. 10, n. 17, p. 5135-5141, 2019.

STRAWN, D. G.; BOHN, H. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. John Wiley & Sons, 2020.

SULEMAN, H.; MAULUD, A.; MAN, Z. Solubility prediction of carbon dioxide in water by an iterative equation of state/excess Gibbs energy model. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2016.

SYERS, J. K. Potassium in soils: current concepts. **Feed the soil to feed the people The role of potash in sustainable agriculture**, p. 301, 2002.

THEBALDI, M. S. *et al.* Qualidade da água para irrigação de um córrego após receber efluente tratado de abate bovino. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 109-120, 2013.

TOLEDO, B. I. *et al.* Bisphenol A removal from water by activated carbon. Effects of carbon characteristics and solution chemistry. **Environmental science & technology**, v. 39, n. 16, p. 6246-6250, 2005.

VAN RAIJ, B. **Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes**. 1ra. ed., 2011.

VARALLO, A. C.T. *et al.* Alterações nos atributos de um Latossolo Vermelho-amarelo irrigado com água de reúso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 372-377, 2010.

VARALLO, A. C.T.; SOUZA, C. F.; SANTORO, B. L. Physical and chemical characteristics changes of a red-yellow latosol after implementation of water reuse in the culture of curly lettuce (*Lactuca sativa*, L.). **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 2, p. 271-279, 2012.

VASCONCELOS, A. **Transporte de contaminantes em meios porosos saturados e não saturados**. 2008. Dissertação (Mestre em Geotécnica área de concentração em Geotécnica Aplicada à Mineração) Universidade Federal de Ouro Preto. 2008.

VILELA, N. *et al.* Transport parameters of potassium from different sources in soil columns. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 135-141, 2018.

VILLAGRA M. K.; HORN, R. Effect of biochar on the unsaturated hydraulic conductivity of two amended soils. **International Agrophysics**, v. 32, n. 3, 2018.

VINHAL, I. C. *et al.* Adsorção e dessorção de metais no solo e coeficientes de isotermas de Freundlich e Langmuir. **Agropecuária técnica**, v. 31, n. 2, p. 155-163, 2010.

VON SPERLING, E. Afinal, quanta água temos no planeta. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 189-199, 2006.

WANG, H. *et al.* Stable solid and aqueous H₂CO₃ from CO₂ and H₂O at high pressure and high temperature. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 19902, 2016.

WANG, F. *et al.* Effects of microplastics on soil properties: Current knowledge and future perspectives. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127531, 2022.

WEIL, R. R.; BRADY N. C. **The Nature and Properties of Soils**, 15a ed. Estados Unidos: Pearson Education. ISBN 978-0-13-325448-8. 1105p. 2017.

WEN, S. *et al.* Spatial Distribution and Mechanisms of Groundwater Hardness in the Plain Area of Tangshan City, China. **Water**, v. 16, n. 24, p. 3627, 2024.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, 2008.

WHITE, R. E. **Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource**. ISBN: 978-0-632-06455-7. 384p. 2005.

YAHYA, K. E. *et al.* Enhancing salt leaching efficiency of saline-sodic coastal soil by rice straw and gypsum amendments in Jiangsu coastal area. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 13, n. 5, p. 101721, 2022.

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

ZHANG, Y. Impacts of fertilization practices on pH and the pH buffering capacity of calcareous soil. **Soil Science and Plant Nutrition**, 2016.

ZEIM, A. Pengaruh konsentrasi kalium nitrat (KNO_3) terhadap pertumbuhan dan hasil bunga tanaman Krisan pot (*Crysanthemum morifolium*) varietas Cyra Agrihorti. **Jurnal Ilmu Pertanian**, v. 4, p. 27–33, 2022.

ZÖRB, CH.; SENBAYRAM, M.; PEITER, E. Potassium in agriculture—status and perspectives. **Journal of plant physiology**, v. 171, n. 9, p. 656-669, 2014.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO 1 – EFEITO DA DUREZA, RAS E CE DA ÁGUA SOBRE O DESLOCAMENTO DO POTÁSSIO EM TRÊS SOLOS TROPICAIS

RESUMO

Algumas regiões possuem naturalmente, águas para irrigação com altas concentrações de cátions; assim, sua interação com o solo pode deslocar outros íons, como o potássio (K^+), reduzindo sua disponibilidade para as plantas e podendo contaminar as águas subterrâneas e superfícies. Objetivou-se com este trabalho avaliar o efeito da dureza, RAS e CE da água sobre o deslocamento de K^+ no Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ). Foram testados tratamentos com diferentes níveis de dureza da água (Q1 e Q2, 50 e 150 $mg\ L^{-1}$ de $CaCO_3$), RAS e CE baixa (Q3), RAS baixa e CE alta (Q4), RAS e CE alta (Q5), RAS e CE em níveis intermediários (Q6) e um controle com água deionizada (Q7). Os ensaios foram realizados em colunas de solo deformado utilizando permeâmetros de carga constante, com até 20 volumes de poros coletados, com três repetições. Ajustou-se curvas de eluição e analisados por análises estatísticas multivariadas, de componentes principais e agrupamento hierárquico. O deslocamento de K no LV e CX foi maior com a aplicação do tratamento Q4, o que pode ter ocorrido devido às altas concentrações de cátions nas soluções, saturando os sítios de adsorção nos solos LV e CX, gerando competição entre Ca, Mg e K nos minerais dos solos. A rápida saturação dos sítios de troca nas amostras LV e CX para o Q4 resultou em um aumento de 941% e 151% na soma de bases, respectivamente. No RQ, o deslocamento significativo de K foi com tratamento Q5, causado pelo gradiente de concentração de Na, que reduziu o K disponível, e a CTC. Conclui-se que águas com RAS baixa e CE alta, induzem a um deslocamento substancial de K^+ no LV e CX, e para RAS e CE alta no RQ, e que mesmo a solução de maior dureza não afetou significativamente a movimentação de K no solo.

Palavras-chave: Contaminação de águas subterrâneas. Fertilidade do solo. Lixiviação. Qualidade da água. Sorção.

ARTICLE 1 – EFFECT OF WATER HARDNESS, SAR AND EC ON POTASSIUM LEACHING IN THREE TROPICAL SOILS

ABSTRACT

Irrigation water in some regions naturally contains high concentrations of cations. Upon interaction with soil, these cations can displace other ions, such as potassium (K^+), reducing their availability to plants and contaminating groundwater. This study aimed to evaluate the effects of water hardness, sodium adsorption ratio (SAR), and electrical conductivity (EC) on the K^+ displacement in Oxisol, Inceptisol, and Entisol Quartzipsamment. Treatments with varying levels of water hardness (Q1 and Q2, 50 and 150 $mg\ L^{-1}$ $CaCO_3$), low SAR and EC (Q3), low SAR and high EC (Q4), high SAR and EC (Q5), intermediate SAR and EC (Q6), and

a deionized water control (Q7) were tested. Column experiments were conducted using constant head permeameters, collecting up to 20 pore volumes with three replications. Displacement curves were fitted to the data, and multivariate statistical analyses were performed. The displacement of K^+ in Oxisol and Inceptisol with Q4 may have occurred due to the high concentrations of cations in the solutions, saturating adsorption sites in Oxisols and Inceptisols, causing competition between calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), and K^+ in soil minerals. The rapid saturation of exchange sites in O and I for Q4 led to a 941% and 151% of sum of bases increase, respectively. In Entisol Quartzipsamment, the significant displacement of K^+ with Q5 was caused by the sodium (Na^+) concentration gradient, which reduced the available K^+ and cation exchange capacity. In conclusion, waters with low SAR and high EC induced substantial K^+ displacement in Oxisols and Inceptisols, while high SAR and EC led its displacement in Entisol Quartzipsamment; besides, even the solution with the highest hardness did not significantly affect the K^+ soil concentrations.

Keywords: Groundwater contamination. Leaching. Soil fertility. Sorption. Water quality.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água é crucial para o abastecimento humano, assim como para diversos processos industriais e agrícolas (Dubey; Kumar; Nath, 2022), e para a sua avaliação são utilizadas diversas variáveis, como a dureza da água e a razão de adsorção de sódio (RAS) (BRASIL, 2008). A dureza da água, é associada à presença cálcio (Ca^{2+}), expressada em miligramas de carbonato de cálcio equivalente por litros (DEY *et al.*, 2024), que pode influenciar parâmetros organolépticos, como o sabor da água potável (Venkatesan; Deo, 2010), além de reduzir o pH (Soares; Ferreira, 2017), a presença de íons Ca^{2+} na água dura pode de fato influenciar a acidez da água e do solo. Na água, os íons de Ca^{2+} podem neutralizar os íons de hidrogênio (H^+), reduzindo assim a acidez, devido a presença do íon Ca^{2+} que pode formar compostos com íons bicarbonato e carbonato, que podem tamponar o pH da água (Salek *et al.*, 2015). No solo, os íons de cálcio podem substituir os íons de H^+ nos processos de troca catiônica, o que pode elevar o pH do solo e torná-lo menos ácido (Kang *et al.*, 2024). Além disso, a dureza da água pode prejudicar o desempenho de sistemas de irrigação, pois a formação de incrustações pode obstruir as tubulações (Ramírez *et al.*, 2023).

Por outro lado, a RAS refere-se à proporção relativa de sódio (Na) em relação a Ca^{2+} e Mg^{2+} , sendo um índice crucial para estimar o potencial do Na se acumular no solo (Singh *et al.*, 2022), além de indicar que haverá a diminuição da permeabilidade do solo, especialmente em solos contendo minerais argilosos como argilominerais 2:1, devido a alteração da estrutura dos poros do solo, decorrente da expansão ou dispersão das argilas (Ramos *et al.*, 2020b) (Klopp;

Arriaga; Bleam, 2020). Com o acúmulo de Na^+ no solo, também há um prejuízo no desenvolvimento dos cultivos, devido a efeitos tóxicos e osmóticos (Klopp; Bleam, 2021).

Em várias regiões do mundo as águas são naturalmente duras devido à presença de íons metálicos polivalentes, predominantemente Ca e Mg, derivados de rochas sedimentares, infiltrações e escoamento superficial do solo, tornando a dureza da água dependente das condições geográficas e do tipo de fonte de água (Perera, 2023). Por exemplo, na região Norte do estado de Minas Gerais, Brasil, as águas subterrâneas do aquífero Bambuí são classificadas como duras devido às elevadas concentrações de carbonato de cálcio, que variam de 150 a mais de 1261 mg L^{-1} de CaCO_3 (Muniz; Duarte; Oliveira, 2018). Nos municípios de Janaúba e Jaíba, situados em uma região cárstica do Norte de Minas, Brasil, observou-se uma predominância de Ca em relação ao Mg em solução. Os níveis de Ca foram considerados moderados ($\text{Ca} < 5 \text{ meq L}^{-1}$), o que indica o predomínio de calcários calcíticos em vez de dolomíticos (RIBEIRO *et al.*, 2008). Como outro exemplo, no Egito, as águas subterrâneas próximas ao rio Nilo apresentam uma dureza de cálcio inferior a 350 mg L^{-1} . No entanto, à medida que se afasta do rio, a dureza do cálcio nas águas subterrâneas pode variar de 350 a mais de 450 mg L^{-1} (Mohamed *et al.*, 2023). Essa alta concentração pode levar a entupimentos nos sistemas de distribuição de água. Assim, estudos relacionados a dureza da água têm se concentrado no potencial formação de incrustações (Chen; Neville; Yuan, 2005; Thebaldi *et al.*, 2013; Muniz; Duarte; Oliveira, 2018), precipitação de carbonato de cálcio (Nascimento; Lima; Becheleni, 2024).

Quanto à RAS, as pesquisas científicas possuem foco principal nos seus efeitos quanto à restrição de movimento de água nos solos (Minhas *et al.*, 2020), bem como na estrutura solo, infiltração e estabilidade de agregados (Choudhary *et al.*, 2006; Ben-Hur *et al.*, 2009; Rengasamy, 2018; Minhas; Qadir; Yadav, 2019). Nesse contexto, a influência combinada da dureza da água e da RAS sobre a dinâmica iônica em solos agrícolas ainda não foi plenamente investigada, especialmente no que se refere ao seu impacto na lixiviação de nutrientes, fator essencial para o crescimento das culturas e ao potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais (Jalali; Merrikhpour, 2008; Ranjbar; Jalali, 2019).

O potássio (K^+) desempenha um papel fundamental em diversos processos fisiológicos das plantas, incluindo a ativação enzimática, a síntese de proteínas, a fotossíntese e a regulação estomática (Anil *et al.*, 2022). Níveis adequados desse macronutriente aumentam a tolerância das plantas a estresses e melhoram a qualidade das culturas (Sidhu *et al.*, 2024). Além disso, a aplicação de fertilizantes potássicos pode reduzir a suscetibilidade das plantas a infecções bacterianas e fúngicas (Ortel *et al.*, 2024). Todas essas informações evidenciam a importância do potássio para as culturas agrícolas. No entanto, o potássio é um dos cátions mais móveis em

solos ácidos (Sharma; Sharma, 2013). Sua mobilidade é influenciada por diversos fatores, como textura do solo, mineralogia, pH e presença de outros cátions. Dessa forma, a interação entre parâmetros da qualidade química da água como dureza, RAS e CE e a dinâmica de nutrientes no solo tem implicações significativas na fertilidade do solo e na produtividade agrícola, especialmente diante do potencial deslocamento do potássio.

A presença de cátions como Ca^{2+} e Mg^{2+} na água pode alterar significativamente a dinâmica da troca iônica no solo, impactando a disponibilidade e o movimento do potássio. O Na^+ , um íon comum em muitos solos tropicais, compete com o K^+ pelos locais de adsorção, o que complica ainda mais essa dinâmica devido às semelhanças físico-químicas entre esses íons, que permitem que o Na^+ substitua o K^+ (Gul *et al.*, 2016). Além disso, a condutividade elétrica (CE) serve como indicador da concentração total de íons na solução do solo, influenciando o deslocamento do K^+ ao modificar as propriedades dessa solução e as interações iônicas (Firmano *et al.*, 2020). Assim, esta pesquisa destaca a complexa interação entre a dureza da água, a CE, a RAS e a química dos solos tropicais, fornecendo novos insights para otimizar o manejo da água e melhorar a disponibilidade de K para as plantas. Este estudo se diferencia de pesquisas anteriores, que se concentraram em solos com textura arenosa e diferentes soluções, como o trabalho de Jalali (2011), que investigou o impacto de soluções salinas e sódicas na lixiviação de potássio em colunas de solo arenoso. Ao explorar esses fatores em solos tropicais, o estudo contribui para uma compreensão mais abrangente e aplicável às práticas agrícolas em diferentes solos tropicais.

No Brasil, a maior parte dos fertilizantes é importada, o que gera uma dependência da produção externa. No primeiro semestre de 2024, as importações de fertilizantes aumentaram 10% em relação ao mesmo período de 2023 (CNA, 2024), evidenciando a baixa capacidade do país de atender à totalidade da demanda da agricultura nacional. Além disso, a produção interna de fertilizantes potássicos é significativamente menor em comparação à de fertilizantes fosfatados e nitrogenados (Oliveira; Malagolli; Cella, 2019). Já que, cerca de 80% da produção mundial de cloreto de potássio é controlada por apenas quatro países: Canadá, Rússia, Bielorrússia e China, tendo um papel destacado no mercado global (CNA, 2024).

Com base no exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da dureza, RAS e a condutividade elétrica (CE) da água, sobre o deslocamento do K em três solos tropicais com diferentes propriedades e características físicas, químicas e mineralógicas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado nos Laboratórios de Análise de Águas e Física do Solo, do Departamento de Recursos Hídricos (DRH) latitude 21° 13' 45.57" Sul, longitude 44° 59' 28.42" Oeste e altitude de 1910.81 m, da Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, Minas Gerais, Brasil.

Para a composição das colunas de solo, foram coletadas amostras deformadas de Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), em áreas não submetidas a atividades agrícolas, na profundidade de 0 a 40 cm. Para isso, foram selecionados aleatoriamente diferentes pontos, para obter uma amostra composta, nos quais foi realizada a limpeza superficial do solo. Em seguida, procederam-se à escavação de trincheiras, utilizando uma pá reta até a profundidade de 40 cm, de forma semelhante para os três solos estudados. Durante a coleta, foi aberta uma trincheira de 1 m³ para a identificação dos horizontes e das características de cada solo, utilizando enxadão e pá quadrada de acordo com Lemos e Santos (1996), conforme pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1 – Características morfológicas do Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), utilizados no interior das colunas de ensaio.

Solo	Horizonte	Textura	Cor	Estrutura	Consistência	Relevo	Erosão
LVdf2	A	Argilosa	10R3/3 - Vermelho escuro acinzentado (seco) 10R 3/3 - Vermelho escuro acinzentado (úmido) 7.5YR 3/4 Vermelho escuro acinzentado (seco)	Moderada média granular	Duro, firme, plástico e pegajoso.	Suave ondulado	Não aparente
	B	Muito argilosa	2.5YR 3/4 - Bruno avermelhado escuro (úmido)	Forte e muito pequena granular			
CX	A	Franco argiloso	5YR5/2 - Cinzento avermelhado (seco)	Maior teor de MO	Todos os horizontes são friáveis	Forte ondulado	Não aparente
	BA		5YR4/3 - Bruno avermelhado (seco)	Blocos fracos e médios			
	Bi		5YR4/2 - Cinzento avermelhado escuro (úmido)	Blocos grandes e muito grandes, fracos a moderado			
	Bi/c		5YR3/2 - Bruno e avermelhado escuro (úmido)	Blocos grandes, fracos e friáveis			
RQ	A	Franco arenoso	10YR 7/3 - Bruno muito claro-acinzentado (úmido) 10YR 7/4 - Bruno muito claro-acinzentado (úmido)	Grãos simples e quartzosos	Solta Não plástica, não pegajosa	Suave ondulado	Não aparente

Dos Autores (2024)

Os solos foram destorroados e secados ar livre e, posteriormente, passados em peneira de 2,0 mm, para a obtenção de terra fina secadas ao ar (TFSA). Após, as amostras foram armazenadas e submetidas à análise física, química e, mineralógica de acordo com as metodologias apresentadas por Teixeira *et al.* (2017). Na análise granulométrica foi utilizado o método da pipeta (Tabela 2). A classificação textural dos solos foi realizada de acordo com Lemos e Santos (1996)

Tabela 2 – Classes de solo, município de coleta e coordenadas do local, distribuição e classificação textural dos três solos estudados.

Classe	Localidade e Coordenadas	Textura (%)			Classificação textural
		Areia	Silte	Argila	
Latossolo Vermelho	Lavras 21° 13' 47" S 44° 57' 56" O	14	13	73	Muito argiloso
Cambissolo Háplico	Lavras 21° 13' 48" S 44° 59' 12" O	47	22	31	Franco argilo arenosa.
Neossolo Quartzarênico	Itumirim 21° 13' 48" S 44° 59' 12" O	87	7	6	Areia franca

Nota - Areia: 2 mm à 0.05 mm; Silte: 0.05 mm à 0.002 mm; e argila < 0.002 mm (Almeida, 2005).

Para à caracterização química dos solos, foram avaliadas as variáveis carbono orgânico (Método colorimétrico), pH (Medição eletroquímica), P, K, Cu, Fe, Mn, Zn (Extrator de Mehlich1), Ca, Mg, Al (Extrator KCl), H + Al (Extrator SMP), B (Método cloreto de bário), soma de bases trocáveis (SB) (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) a pH 7,0 ($\text{Sb} + \text{H} + \text{Al}$), saturação de bases da CTC a pH 7,0 ($100 \cdot \text{S/T}$), e carbono total. Foram determinados de acordo com Silva e Da Silva (2009). Esses resultados estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Caracterização química dos três solos avaliados, antes do início da aplicação dos tratamentos.

Variáveis de fertilidade do solo	Tipos de solo		
	Latossolo Vermelho	Cambissolo Háplico	Neossolo Quartzarênico
C Orgânico	3,40	2,14	< 1,65
pH	4,50	5,00	5,40
P	3,45	4,95	4,20
K	45,00	43,00	25,00
Ca	0,15	1,14	0,13
Mg	0,10	0,37	0,018
Al	1,39	0,92	0,90
H+Al	10,90	5,80	2,20
B	0,54	0,58	0,57
Cu	1,14	0,98	0,73
Fe	45,19	80,89	61,25
Mn	5,42	18,93	1,00
Zn	1,61	1,34	0,60
SB	0,37	1,62	0,21
CTC	11,27	7,42	2,41
V	3,25	21,83	8,79
K ¹	1,02	1,48	2,65
Ca ¹	1,30	15,36	5,39
Mg ¹	0,92	4,99	0,75
Hal ¹	96,75	78,17	91,21
Ca/Mg ²	1,41	3,08	7,22
Ca/K ²	1,28	10,37	2,03
Mg/K ²	0,90	3,36	0,28
Carbono total	3,40	2,14	0,51

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K²,(%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Após a aplicação dos tratamentos experimentais os solos das colunas foram novamente analisados, considerando as mesmas variáveis de fertilidade. A caracterização química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções estudadas, está apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 – Análise de fertilidade do Latossolo Vermelho (LV) após aplicação das soluções nas colunas de ensaio.

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	LV-Q1	LV-Q2	LV-Q3	LV-Q4	LV-Q5	LV-Q6	LV-Q7
C Orgânico	3,21	3,19	2,98	2,98	2,51	2,49	2,28
pH	5,30	5,20	4,90	5,20	5,60	5,60	4,90
P	1,80	1,50	1,35	1,35	< 0,74	1,05	1,05
K	22,00	20,00	18,00	17,00	8,00	7,00	14,00
Ca	0,51	0,84	0,74	2,28	0,60	0,46	0,08
Mg	0,07	0,08	0,31	1,53	0,52	0,39	0,04
Al	0,69	0,69	0,81	0,23	0,23	0,46	0,81
H+Al	6,40	8,80	10,40	5,20	5,80	6,10	7,20
B	0,50	0,46	0,48	0,53	0,45	0,49	0,47
Cu	1,29	1,49	1,38	1,48	1,70	1,71	1,93
Fe	104,21	108,00	107,59	92,54	97,47	99,19	105,43
Mn	10,73	18,00	11,23	5,32	6,63	6,83	8,61
Zn	2,67	3,71	2,59	2,55	2,14	2,60	1,69
SB	0,64	0,97	0,10	3,85	1,14	0,86	0,16
CTC	7,04	9,77	11,50	9,05	6,94	6,96	7,36
V	9,04	9,94	9,53	42,56	16,43	12,42	2,14
K ¹	0,80	0,52	0,40	0,48	0,29	0,26	0,49
Ca ¹	7,25	8,60	6,44	25,08	8,64	6,60	1,10
Mg ¹	0,99	0,82	2,70	16,90	7,49	5,56	0,56
Hal ¹	90,96	90,06	90,47	57,44	83,57	87,58	97,86
Ca/Mg ²	7,29	10,50	2,39	1,49	1,15	1,19	1,98
Ca/K ²	9,06	16,42	16,07	52,44	29,33	25,69	2,26
Mg/K ²	1,24	1,56	6,73	35,19	24,42	21,62	1,15
Carbono total	3,21	3,19	2,98	2,98	2,51	2,49	2,28

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K²,(%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Da mesma forma, a caracterização química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções, está apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 – Análise de fertilidade do Cambissolo Háplico (CX) após aplicação das soluções nas colunas de ensaio.

Variáveis de fertilidade do solo	Tratamentos						
	CX-Q1	CX-Q2	CX-Q3	CX-Q4	CX-Q5	CX-Q6	CX-Q7
C Orgânico	1,67	1,77	<1,65	<1,65	<1,65	<1,65	<1,65
pH	5,00	5,40	4,90	5,10	5,50	5,30	5,00
P	2,25	2,85	2,00	2,25	2,70	5,10	6,00
K	28,00	27,00	33,00	34,00	16,00	22,00	27,00
Ca	1,46	1,99	1,27	2,40	0,91	1,01	0,93
Mg	0,24	0,22	0,52	1,52	0,52	0,52	0,25
Al	0,35	0,12	0,46	0,12	0,23	0,35	0,69
H+Al	5,00	4,20	5,00	3,30	3,80	4,00	0,70
B	0,46	0,43	0,48	0,47	0,47	0,50	0,51
Cu	1,33	1,18	0,83	0,60	0,79	0,86	1,33
Fe	107,20	112,84	117,47	102,32	115,23	117,20	117,61
Mn	33,26	32,10	38,67	21,07	28,98	35,50	37,20
Zn	3,06	1,69	2,06	1,73	2,42	1,87	2,45
SB	1,77	2,28	1,87	4,07	1,47	1,59	1,25
CTC	6,77	6,48	6,87	7,31	5,20	5,59	5,95
V	26,16	35,18	27,27	54,84	27,91	28,40	21,00
K ¹	1,06	1,07	1,23	1,19	0,78	1,01	1,16
Ca ¹	21,56	30,71	18,47	32,85	17,26	18,08	15,63
Mg ¹	3,54	3,40	7,56	20,80	9,80	9,31	4,20
Hal ¹	73,84	64,82	72,73	15,16	72,09	71,60	79,00
Ca/Mg ²	6,08	9,05	2,44	1,58	1,75	1,94	3,72
Ca/K ²	20,39	28,82	15,05	27,60	22,24	17,95	13,47
Mg/K ²	3,35	3,19	6,16	17,48	12,71	9,24	3,62
Carbono total	1,67	1,77	1,63	1,58	1,35	1,46	1,39

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K²,(%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Por último, a Tabela 6 mostra a caracterização química do Neossolo Quartzarênico, também após a aplicação das soluções.

Tabela 6 – Análise de fertilidade do Neossolo Quartzarênico após aplicação das soluções nas colunas de ensaio.

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	RQ-Q1	RQ-Q2	RQ-Q3	RQ-Q4	RQ-Q5	RQ-Q6	RQ-Q7
C Orgânico	<1,65	<1,65	<1,65	<1,65	<1,65	<1,65	<1,65
pH	5,80	5,90	5,30	5,60	6,00	6,20	6,30
P	3,60	4,50	3,30	4,20	4,20	4,05	5,10
K	23,00	24,00	21,00	30,00	6,00	14,00	17,00
Ca	0,38	0,50	0,17	0,71	0,25	0,31	0,12
Mg	0,04	0,03	0,15	0,83	0,24	0,21	0,02
Al	0,30	0,12	0,35	0,12	N/D	N/D	N/D
H+Al	2,00	1,70	1,70	1,50	1,20	1,30	1,60
B	0,41	0,39	0,90	0,38	0,37	0,39	0,58
Cu	0,72	0,70	0,71	0,72	0,65	0,73	0,68
Fe	92,35	87,57	85,96	49,08	39,21	55,09	87,68
Mn	2,95	2,58	2,00	0,80	0,61	0,71	1,86
Zn	1,97	1,42	1,78	1,83	2,81	1,58	1,08
SB	0,48	0,59	0,37	1,62	0,51	0,56	0,18
CTC	2,48	2,29	2,07	3,12	1,71	1,86	1,78
V	19,32	25,81	18,06	51,87	29,63	29,95	10,29
K ¹	2,37	2,68	2,59	2,46	0,90	1,93	2,44
Ca ¹	15,33	21,82	8,19	22,78	14,66	16,70	6,73
Mg ¹	1,61	1,31	7,80	26,63	14,07	11,32	1,12
Hal ¹	80,68	74,90	81,94	48,13	70,37	70,05	89,71
Ca/Mg ²	9,50	16,67	1,13	0,86	1,04	1,48	6,00
Ca/K ²	6,46	8,15	3,17	9,25	16,29	8,66	2,76
Mg/K ²	0,68	0,49	2,81	10,82	1,64	5,87	0,46
Carbono total	0,41	0,39	0,37	0,35	0,25	0,25	0,23

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Quanto à caracterização mineralógica (Tabela 7) foi utilizada a técnica de identificação de fases cristalinas por difração de raios X (XRD).

Tabela 7 – Porcentual de argilominerais presentes na fração argila dos solos utilizados no experimento de deslocamento miscível.

Minerais (%)	LV	CX	RQ
Caulinita	30,30	40,80	2,60
Hematita	29,10	-	-
Gibbsita	29,20	18,00	0,20
Geothita	10,20	3,70	-
Magnetita	1,20	-	-
Quartzo	-	37,50	89,60
Muscovita	-	-	7,70

Fonte: Centro de Pesquisa Professor Manoel Teixeira da Costa - Universidade Federal de Minas Gerais (2024).

As colunas de solo foram preparadas utilizando segmentos de tubos rígidos de PVC de 0,2 m de comprimento e 0,044 m de diâmetro interno, preenchidos com a TFSA de cada tipo de solo. Para evitar o fluxo preferencial, a superfície interna dos tubos foi revestida com areia menor que 0,002 m de diâmetro, por meio da aplicação de adesivo para PVC, de acordo com o descrito em Andrade; Oliveira; Silva, (2021) e Da Silva *et al.* (2021).

Os solos foram então adicionados a cada coluna, a partir de massas previamente definidas de cada classe de solo, de forma a proporcionar uniformidade e homogeneidade em toda sua extensão. A massa de preenchimento das colunas para cada classe de solo foi determinada em função de sua massa específica de partículas média, para se ter um valor padrão de porosidade (α), ou o mais próximo disto, de acordo com o apresentado em literatura (Beutler *et al.*, 2001; Oliveira *et al.*, 2021; Portugal *et al.*, 2008; Ramos *et al.*, 2020a; Silva; Castro, 2015; Silva *et al.*, 2009). A densidade de partículas média dos solos foi determinada pelo método do balão volumétrico (Teixeira *et al.*, 2017), calculada pela Equação 1.

$$\rho_p = \frac{a}{b - c} \quad (1)$$

Em que: ρ_p é a densidade de partículas (2,61 g cm⁻³ para o LV; 2,51 g cm⁻³ para o CX; e 2,59 g cm⁻³ para o RQ); a é a massa de solo seco, à 105 °C (g); b é o volume total aferido do balão (cm³) e c é o volume de álcool consumido (cm³).

Com isso, a densidade do solo em cada coluna pôde ser calculada por meio da Equação 2.

$$\rho_s = \rho_p \times (1 - \alpha) \quad (2)$$

Em que: ρ_s é a densidade do solo (1,01 g cm⁻³ para o LV; 1,12 g cm⁻³ para o CX; e 1,65 g cm⁻³ para o RQ); e α é a porosidade total (61,17% para o LV; 55,15% para o CX; e 36,20% para o RQ, determinadas por meio da revisão de literatura).

A massa de solo a ser adicionada, por unidade experimental, foi definida por meio da Equação 3.

$$M_s = \rho_s \times V_s \quad (3)$$

Em que: M_s é a massa de solo na coluna (g) e V_s é o volume de solo na coluna (cm³).

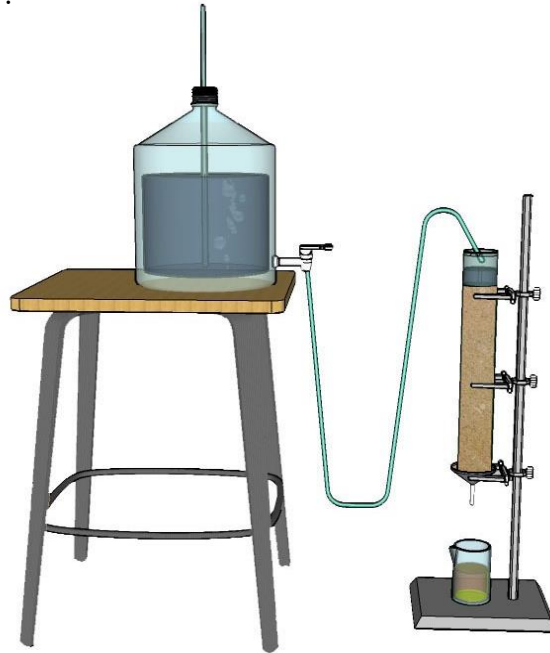
As amostras de solo foram conformadas nas colunas de solo seguindo o procedimento descrito por Vilela *et al.* (2018). Após a determinação da massa a ser adicionada por unidade experimental, os solos foram adicionados aos tubos de PVC em camadas de 3 cm, sendo cada camada compactada, deixando cair um disco de borracha que tinha um peso de 55.62 g para o LV e CX e 928.51 g RQ, o qual era deixado cair a uma altura de 3 cm por 3 vezes para o LV e 5 vezes para o CX e 4 cm por 10 vezes no RQ. Isso foi feito para manter um padrão de formação das colunas. Após finalização do preenchimento de cada colunas, estas eram pesadas, para verificação da massa adicionada. Foi adotada uma margem de tolerância de $\pm 3\%$ em relação à massa estimada. As colunas que apresentavam variações superiores ou inferiores a esse limite eram desfeitas e novamente montadas, a fim de assegurar a padronização e a precisão dos experimentos. O solo foi retido por tecido de nylon na base. Após o preenchimento, as colunas passaram por ciclos de umedecimento e secagem com água destilada, com objetivo provocar a conformação e estruturação do solo.

Para promover a saturação do solo, as colunas foram colocadas em bandejas metálicas, preenchidas com água deionizada até cerca de dois terços da altura das colunas, onde permaneceram em repouso por 24 h para a completa saturação por capilaridade, de forma a permitir a expulsão do ar contido nos poros.

As colunas então foram montadas em um permeâmetro de carga constante, composto por um suporte metálico universal, para prender a coluna e o frasco Mariotte, que continha as soluções dos tratamentos relativos à qualidade da água. No topo das colunas foram fixados tubos de PVC rígido, do mesmo diâmetro das colunas de solo e 0,07 m de comprimento, para manter a carga hidráulica constante, conforme apresentado na Figura 1. Os solos foram submetidos a um fluxo de água descendente, em regime permanente. As soluções

correspondentes aos tratamentos foram aplicadas às colunas, e as alíquotas das soluções efluentes foram coletadas sequencialmente em potes de vidro âmbar.

Figura 1 – Representação esquemática do aparato utilizado nos ensaios de deslocamento de K^+ .



Fonte: Dos autores (2024).

Para cada volume de solução efluente coletado foi calculado seu volume equivalente aos poros do solo (Equação 4).

$$VP_f = \frac{V_{\text{efluente}}}{\alpha \times V_S} \quad (4)$$

Em que: VP_f é o volume de poros em cada pote, relativos à porosidade do solo na coluna (m^3) e V_{efluente} é o volume de efluente coletado em cada pote (m^3);

Os ensaios foram realizados até a coleta de 20 volumes de poros de efluente. Após a coleta das alíquotas efluentes, a concentração do íon alvo do ensaio em cada pote (K^+) foi determinada utilizando um fotômetro de chama digital microprocessado, modelo 910MS, fabricado pela Analyser.

Durante os ensaios foi determinado o fluxo de água que atravessa a coluna do solo (Equação 5), e o gradiente de potencial hidráulico, para a determinação da condutividade hidráulica do solo saturado, pela aplicação da equação de Darcy (Equação 6), que descreve o fluxo saturado em meios porosos.

$$q = \frac{V_e}{A \times t} \quad (5)$$

Em que: q é o fluxo de água no solo (cm h^{-1}); V_e é o volume de efluente coletado (cm^3); A é a área da seção transversal da coluna (cm^2) e t é o intervalo de tempo para coleta do volume V_e (h).

$$q = K_s \frac{\Delta H}{L} \quad (6)$$

Em que K_s é a condutividade hidráulica do meio poroso saturado (cm h^{-1}); ΔH é a diferença entre o potencial total da água no meio poroso entre a entrada e a saída da coluna (cm) e L é o comprimento da coluna (cm).

Desta forma, a velocidade real de água no solo pôde ser obtida coma aplicação da Equação 7.

$$v = \frac{q}{\alpha} \quad (7)$$

As soluções aplicadas ao solo, para verificação do deslocamento do íon K^+ foram:

- a) Quanto à dureza da água: como águas de irrigação podem ocorrer na forma de soluções supersaturadas de carbonato de cálcio, foram preparadas soluções com 50 e 150 mg L^{-1} de CaCO_3 .
- b) Quanto à RAS e CE: Q3 - RAS baixa e CE baixa; Q4 - RAS baixa e CE alta; Q5 - RAS alta e CE alta; Q6 - RAS e CE em níveis intermediários aos demais tratamentos
- c) Controle: Q7 - água deionizada.

Na Tabela 8 são apresentados os valores das concentrações de Na, Mg, Ca e CaCO_3 em cada um dos tratamentos, bem como as suas CE e RAS.

Tabela 8 – Qualidade da solução de cada um dos tratamentos, quanto à concentração de Na, Mg, Ca e CaCO₃, e valores de CE e RAS.

Tratamento	Concentração (mmol _c L ⁻¹)			CE (dS m ⁻¹)	RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	CaCO ₃ (*) mg L ⁻¹
	Na	Mg	Ca			
Q1	0,000	0,000	0,495	0,026	0,000	50,000
Q2	0,000	0,000	1,495	0,033	0,000	150,000
Q3	0,083	0,576	0,339	0,120	0,120	0,000
Q4	0,657	37,029	22,456	6,020	0,120	0,000
Q5	48,935	3,292	1,996	6,020	30,000	0,000
Q6	15,920	1,399	0,848	2,200	15,000	0,000
Q7	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

*: formado por solução e suspensão.

Fonte: Dos autores (2024)

O bicarbonato de cálcio [Ca(HCO₃)₂] é mais solúvel e pode ocorrer principalmente em águas subterrâneas (Da Silva, 2014). Entretanto, quando essas águas são bombeadas, o aumento da velocidade da água ou aumento da temperatura e redução da pressão promovem reações químicas que levam à transformação do bicarbonato em carbonato (Legarra *et al.*, 2013). Nos casos em que exista concentrações elevadas de bicarbonato no aquífero, certamente haverá formação de precipitados, fazendo com que a água se transforme numa solução supersaturada de carbonato de cálcio. Com efeito, esta supersaturação pode ser prevista pelo cálculo do índice de Langelier (Bower *et al.*, 1965). Assim, como águas de irrigação podem ocorrer na forma de soluções supersaturadas de carbonato de cálcio, foram preparadas soluções com 50 e 150 mg/l de CaCO₃. Os tratamentos referentes à RAS e CE da qualidade da água utilizada na irrigação foram determinados com base nas diretrizes proposta por Ayers e Westcot (1985). Para tal foram estabelecidos valores baixos, intermediários e altos destes parâmetros, que visaram a avaliação do impacto da água de irrigação na qualidade do solo. Estas soluções de diferentes concentrações de sais foram preparadas artificialmente, em laboratório, utilizando-se sais de CaCO₃, NaCl, CaCl₂ e MgCl₂ segundo o apresentado por Mélo; Coelho; Teixeira, (2008) Jalali, (2011) Klopp; Daigh, (2020) Klopp; Daigh, (2020) e Klopp *et al.* (2021).

2.1 Análise de dados

Para a verificação do efeito das diferentes soluções sobre o deslocamento do íon K^+ , foi aplicado um delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial $3 \times 7 \times 10$, com três repetições, em que cada coluna de solo foi definida como uma parcela experimental. As fontes de variação foram, portanto, a classe de solo (três níveis: LV, CX e RQ), qualidade da água (7 níveis: Q1; Q2; Q3; Q4; Q5; Q6 e Q7) e o número de volumes de poros percolados pelas colunas de solo (10 níveis: 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 e 20 volumes de poros). Os dados dos ensaios de deslocamento de K^+ foram utilizados para o ajuste de curvas de eluição, empregando modelos matemáticos do tipo potencial. Para cada um dos modelos, foi calculado o coeficiente de determinação (R^2).

Adicionalmente, foram realizadas as análises multivariadas de componentes principais (ACP) e de agrupamento hierárquico (AAH), utilizando o software XLSTAT® 2024 em sua versão de teste. A ACP foi aplicada para reduzir a dimensionalidade dos dados, identificando as principais variáveis que explicam a maior parte da variação. O processo envolve a normalização dos dados, o cálculo da matriz de covariância e a extração dos autovalores e autovetores, que geram os componentes principais. Esses componentes são combinações das variáveis originais, permitindo que os dados sejam projetados em um espaço de menor dimensão, o que facilita a interpretação e visualização das informações. Já a AAH foi utilizada para agrupar os dados em clusters com base na similaridade das características observadas. O processo começa com o cálculo de uma matriz de distâncias entre as observações, seguido pela fusão hierárquica desses grupos, gerando um dendrograma que ilustra a relação entre os clusters. Esse método facilita a identificação de padrões e relações entre as observações, proporcionando uma análise mais eficiente de grandes volumes de dados (Vicini; Souza, 2005).

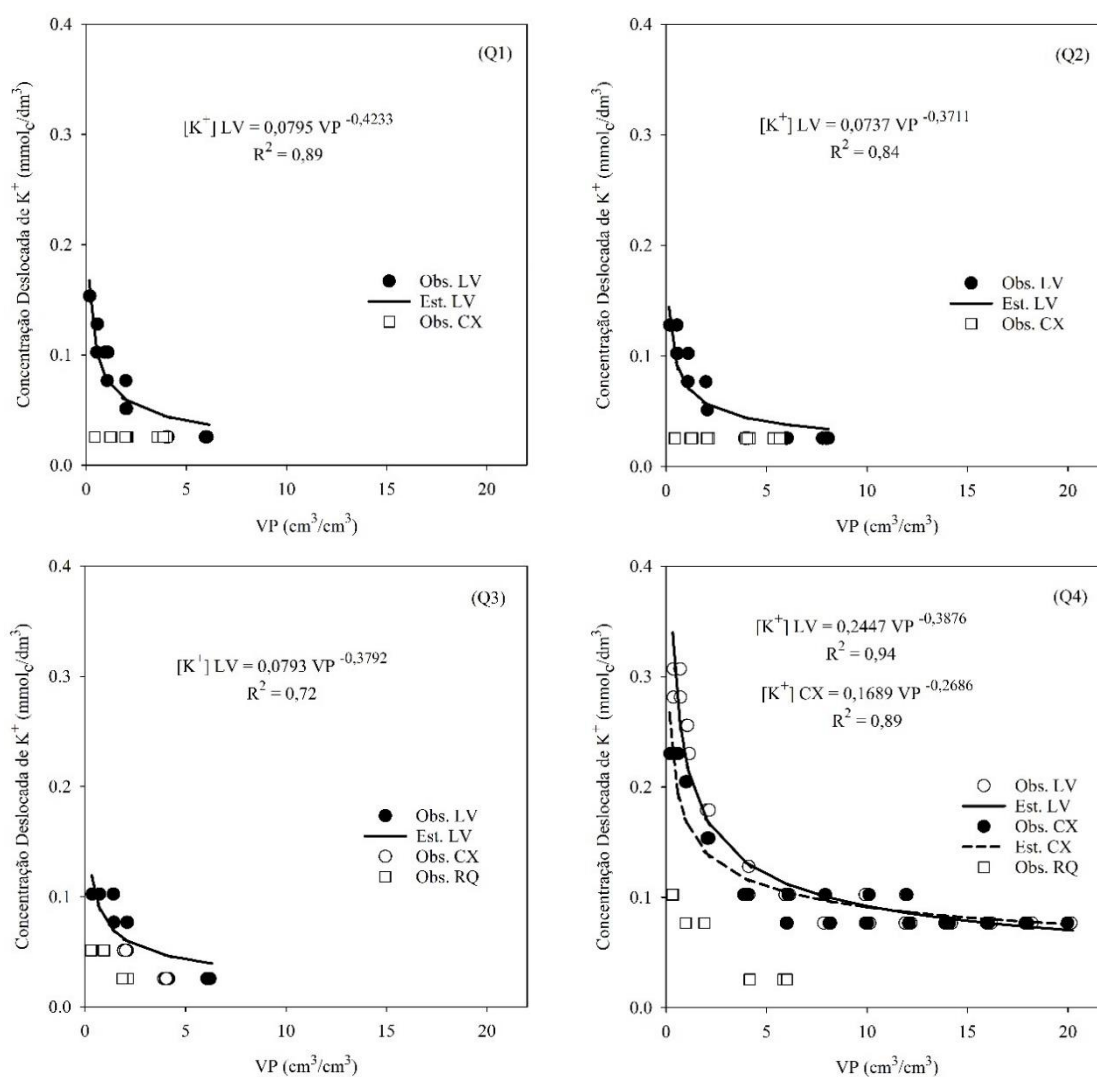
Na ACP e na AAH as variáveis consideradas foram: concentração média de K^+ deslocado (CmK^+), massa total deslocada (MTD), volume de poros máximo ($VP_{m\acute{a}x}$), características químicas dos solos após tratamentos (pH em água; concentrações de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} ; SB, CTC em pH 7,0) e minerais presentes nos solos (caulinita, hematita, gibbsita, geotita, magnetita, quartzo, moscovita).

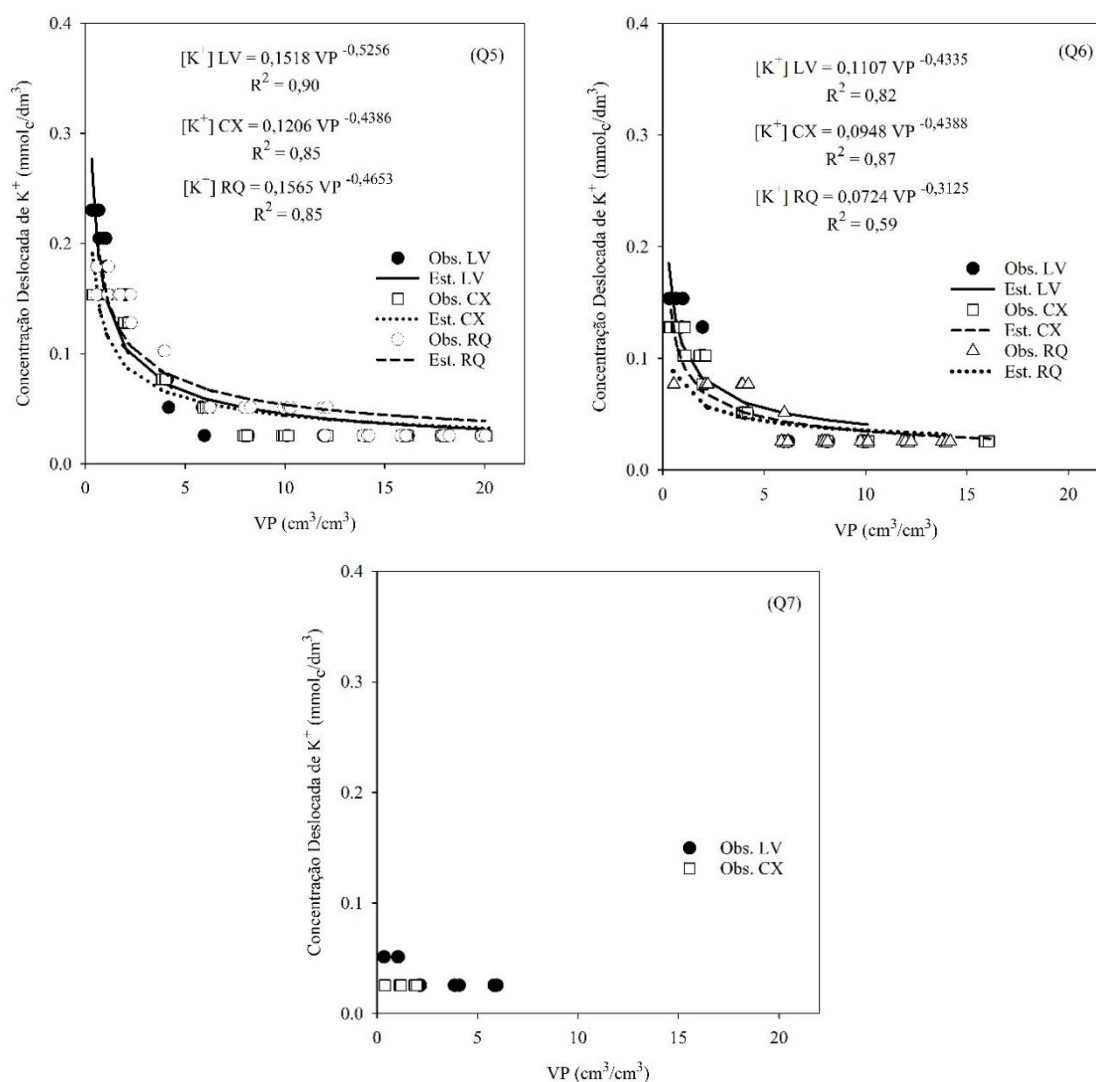
Para a realização da análise de agrupamento hierárquico, utilizou-se o método de Ward para a aglomeração dos dados (Ward, 1963), combinado com a distância euclidiana para a definição dos cortes e formação dos grupos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os modelos matemáticos que representam o deslocamento do íon K^+ , devido à aplicação das soluções de diferentes qualidades nos solos avaliados, podem ser vistos na Figura 2. Quando não houve ajuste significativo, apenas os dados observados foram apresentados.

Figura 2 – Concentrações de K^+ lixiviado observadas e ajustadas para os solos avaliados, a partir da aplicação das soluções (Q1) 50 mg/L de $CaCO_3$, (Q2) 150 mg/L de $CaCO_3$, (Q3) RAS e CE baixas, (Q4) RAS baixa e CE alta, (Q5) RAS e CE altas, (Q6) RAS e CE em níveis intermediários e (Q7) água deionizada





Fonte: Dos autores (2024)

De maneira geral, quando da verificação do ajuste significativo dos modelos matemáticos aos dados observados, foi verificado um bom ajuste (R^2 : 0,59 – 0,94). Contudo, para o solo RQ e Q6, foi obtido um coeficiente de determinação moderado de 0,59. Como comportamento evidente, há uma relação inversa no deslocamento de K^+ com o aumento no volume de poros percolados pelas soluções.

Não foi observada lixiviação de K^+ no RQ para as soluções Q1, Q2 e Q7, enquanto para Q3 e Q4 a variação da concentração do íon K^+ não foi significativa. A ausência de lixiviação de K^+ pode ser atribuída à presença de CaCO_3 nas soluções Q1 e Q2 (Tabela 8). Considerando que a solubilidade do CaCO_3 em água é limitada, estima-se que apenas uma pequena fração (cerca de 15 mg/L) permaneça em solução e esteja disponível para interações químicas com o potássio, podendo assim influenciar a composição do lixiviado.

As concentrações de 50 e 150 mg/L de CaCO_3 presentes nas soluções podem resultar tanto na deposição de cálcio na forma solúvel quanto na forma sólida, sujeita a processos posteriores de dissolução (HAMDI *et al.*, 2016). A fração insolúvel tende a não reagir imediatamente com o potássio, mas pode contribuir para o aumento da fertilidade do solo, elevando os teores de cálcio e a CTC, e um aumento no pH do solo (Tabela 6). Isso pode ser explicado pelo mecanismo de neutralização do íon H^+ , que ocorre devido à presença do CaCO_3 (Iticha; Mosley; Marschner, 2024). Esse processo promove a liberação de íons Ca^{2+} e bicarbonato (HCO_3^-), elevando assim o pH do solo (Tabela 6). Como resultado, a disponibilidade do Al^{3+} no solo é reduzida (Tabela 6), uma vez que pode ser precipitado, permitindo que os íons Ca^{2+} ocupem os sítios de adsorção (Sopha *et al.*, 2022), como também pode ser visto na Tabela 6. Além disso, observou-se uma baixa velocidade de percolação das soluções, com uma velocidade média de 23,97 cm h^{-1} para o Q1 e 22,55 cm h^{-1} para o Q2, atribuída à sua baixa porosidade (36,20%). Isso pode dificultar o movimento de íons hidratados maiores, como o Ca^{2+} , ao contrário do que acontece com íons menores, como K^+ (Zhang *et al.*, 2020), limitando a interação do Ca^{2+} nos sítios onde o K^+ está adsorvido. Sendo assim, o Ca^{2+} não conseguiu deslocar o K^+ para estas soluções.

Por outro lado, o aumento da concentração de cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+) para a aplicação da solução Q4 levou à adsorção de Ca^{2+} e Mg^{2+} nos sítios de troca, resultando em um incremento de 29% na CTC e de 671% na Sb após a aplicação dessa solução (Tabela 6). A formação de novos sítios com carga negativa, possivelmente devido ao Cl^- presente nos sais utilizados (NaCl , CaCl_2 e MgCl_2), somada à liberação de sítios de adsorção deixados pelo Al^{3+} com o aumento do pH (Ng *et al.*, 2022), podem ter contribuído para a redução da lixiviação de K^+ , visto que, aumento da CTC, indicam melhor retenção de nutrientes (Oghenero, 2023), assim, o Ca^{2+} e Mg^{2+} podem ter ocupado os sítios liberados pelo Al^{3+} (Sopha *et al.*, 2022). Observou-se um aumento de 20% no K^+ trocável após a aplicação da solução Q4 (Tabela 6), possivelmente resultante da troca entre K^+ não trocável e os cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} nos sítios de troca, especialmente pelo Mg^{2+} , que apresentou um aumento de 4511%, incremento observado após aplicação dessa solução, em comparação com a caracterização química apresentada antes da aplicação dos tratamentos, conforme mostrado na Tabela 3, para este solo.

Sharma e Sharma, (2013), investigaram o impacto de diferentes ânions (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- e H_2PO_4^-) no movimento de K^+ em locais de cultivo de batata com diferentes texturas de solo (solo franco-arenoso e franco-argiloso). Os resultados revelaram que pequenas variações foram observadas na primeira lixiviação de K^+ , nos primeiros 15 cm da coluna do solo, após a aplicação de diferentes fontes de K^+ , na seguinte ordem: K_2SO_4 , KH_2PO_4 , KCl e KNO_3 ,

atribuindo essa retenção à formação de sítios carregados negativamente. Esse comportamento também pode ter ocorrido pela presença de Cl^- nos sais utilizados na elaboração do tratamento 4, quando aplicado no RQ, que resultou na diminuição da lixiviação de K^+ .

Por outro lado, Phillips; Black; Cameron, (1988) examinaram o efeito do $\text{Ca}(\text{OH})_2$ e do $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ na lixiviação de K^+ e Mg^{2+} utilizando colunas de solo. Os autores verificaram que a adição de fosfato monocálcico aumentou a CTC em comparação ao solo não tratado, concomitantemente apresentando uma redução significativa na lixiviação de K^+ . Vale ressaltar que o K^+ não trocável representa um importante reservatório de K^+ nos solos (Simonsson *et al.*, 2007).

Considerando o CX, as soluções Q1, Q2, Q3 e Q7 não levaram a um deslocamento significativo de K^+ , sendo observado este comportamento no LV apenas para a aplicação de Q7. Isso pode ser atribuído ao fato de que essas soluções apresentavam baixas concentrações de cátions, conforme indicado Tabela 8. Além disso, a aplicação das soluções Q1 e Q2 levou à diminuição dos níveis de Mg^{2+} e Al^{3+} e aumento do pH, pelo mecanismo de neutralização do íon H^+ . Essa dinâmica pode ser compreendida pela substituição do Mg^{2+} por Ca^{2+} , devido à semelhança dos raios iônicos (Meurer, 2017), além que o Ca^{2+} é predominante na solução. Enquanto, o Al^{3+} é precipitado como $\text{Al}(\text{OH})_3$, devido ao aumento do pH (Iticha; Mosley; Marschner, 2024), liberando sítios de troca catiônica, permitindo que o Ca^{2+} ocupe esses espaços. Portanto, isso pode resultar em pouca movimentação do K^+ , pois, ao atingir um equilíbrio no solo, as interações entre os íons se tornam mais estáveis, restando de forma mais eficaz o K^+ neste solo, para estas soluções.

Para a solução Q3, no CX, observou-se um aumento de 31% no Ca^{2+} , 739% no Mg^{2+} e 76% no Sb (Tabela 5). Em contrapartida, houve uma redução de 21% no P, 61% no Al^{3+} , 2% do pH e 16% na CTC, após a aplicação da solução (Tabela 5). Além disso, ao aplicar essa solução nas colunas, observou-se uma baixa velocidade de percolação da solução de $24,46 \text{ cm h}^{-1}$, que determina o transporte de solutos no solo e as taxas de reação, afetando a mobilidade iônica e disponibilidade de nutrientes (Hunt; Ghanbarian, 2016). Essa condição pode ter dificultado o deslocamento do K^+ , uma vez que a movimentação de Ca^{2+} e Mg^{2+} , que possuem um maior raio hidratado em comparação ao K^+ , foi reduzida. Ademais, fica evidenciado que o Mg^{2+} foi o íon que mais contribuiu para o deslocamento do K^+ nesta solução.

Em contraste, no LV, que tem uma maior CTC e apresentou uma maior velocidade de percolação das soluções (velocidade média de percolação de $39,73 \text{ cm h}^{-1}$ para Q1, $58,33$ para Q2 e $84,44$ para o Q3), houve a lixiviação de uma quantidade maior de K^+ , resultado da competição do Ca^{2+} nas soluções Q1 e Q2, e do Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ na solução Q3 pelos sítios de

adsorção. Além disso, a ligação entre o K^+ e os locais de troca iônica são, de fato, mais fracos em comparação com o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , principalmente em função do maior raio iônico do K^+ . Assim, a distância do núcleo atômico é maior o que reduz a força de atração eletrostática com os sítios de adsorção (Zhu; Marchuk; Bennett, 2020), o que pode ter levado a um maior deslocamento no LV, com a aplicação das soluções juntamente com a maior velocidade de percolação deste solo, que é maior do que o CX.

Nogueira *et al.* (2021) estudaram os mesmos solos avaliados neste trabalho e concluíram que o LV pode ter uma condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) superior ao dos solos arenosos, mesmo sendo o LV classificado como muito argiloso (Tabela 2). Dessa forma, a K_{sat} para o LV é mais influenciada por suas propriedades estruturais do que por suas características texturais (Tavares Filho; Barbosa; Ribon, 2010)

Para solução Q7, a lixiviação não foi significativa para o CX e LV, já que esta não continha cátions para que ocorresse algum tipo de troca iônica, sendo então deslocado apenas o K^+ facilmente disponível, possivelmente por convecção, observando-se uma leve diminuição nos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , B e na CTC e Sb.

Para as soluções Q4, Q5 e Q6, foi observado deslocamento significativo de K^+ , nos solos LV e CX, enquanto no RQ esse comportamento foi observado apenas para as soluções Q5 e Q6. No início da aplicação, as soluções apresentaram uma taxa elevada de deslocamento de K^+ , mantida até 4 VPs para Q4 e Q5 nos solos LV e CX, e somente para Q5 e Q6 no RQ. Para a solução Q6, essa taxa foi mantida até 2 VPs nos solos LV e CX. Após essa fase inicial, o deslocamento tornou-se mais gradual, iniciando a partir de 6 VPs para as soluções Q4 nos solos LV e CX e para a Q5 em todos os três solos analisados. Para a solução Q6, o deslocamento gradual começou a partir de 4 VPs nos solos LV e CX e de 6 VPs no RQ (Figura 2 Q4, Q5 e Q6).

Isso pode ter ocorrido devido às altas concentrações de cátions presentes nessas soluções. A solução Q4 continha níveis elevados de Ca^{2+} e Mg^{2+} , além de baixas concentrações de Na^+ (Tabela 8) assim, esta composição pode ter levado a uma rápida saturação dos sítios de adsorção nos solos LV e CX, que mostraram aumento de 941% e 151% da Sb e 1420% para o Ca^{2+} e Mg^{2+} no LV, além de 111% do Ca^{2+} e 311% do Mg^{2+} no CX, após aplicação da solução. Isso explica maior competição pelos sítios de adsorção do Ca^{2+} e Mg^{2+} pelo K^+ , nas superfícies dos minerais como Caulinita, Gibbsita e Geothita, que estão presente nos dois solos (Tabela7), havendo assim, uma taxa elevada de liberação de K^+ .

Após essa troca inicial, a substituição subsequente de K^+ por Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ pode ter ocorrido de forma mais lenta, devido ao maior tamanho de hidratação desses cátions em

comparação ao K^+ . Isso torna mais difícil o deslocamento do K^+ não trocável, presente em locais internos dos colóides do solo, que pode ser fixado pelos minerais como a Caulinita, que está presente nos dois solos. Além disso, com o aumento da quantidade de VPs de solução aplicadas, o pH aumentou para ambos os solos, resultando em uma diminuição de Al^{3+} de 83% e 87% e P de 61%, e 55% respectivamente. Esse cenário pode ter favorecido a associação entre Ca^{2+} e P, formando fases insolúveis de Ca-P, o que reduz a disponibilidade de P na solução do solo (TUNESI; POGGI; GESSA, 1999), e que reduz a competição do Ca^{2+} com o K^+ o que explica uma maior adsorção de Mg^{2+} em comparação ao Ca^{2+} no CX (Tabela 5).

Ruan; Zhang; Xin, (2014) investigaram o impacto da irrigação com água de baixa qualidade na liberação de potássio em solos submetidos a fertilização (ureia, superfosfato e sulfato de potássio) de longo prazo. Os pesquisadores observaram uma liberação inicial rápida de K^+ , seguida por um processo mais lento. Eles atribuíram essa dinâmica à liberação de K^+ na superfície do solo, que ocorre por meio da troca com íons de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ . A fase lenta foi relacionada à liberação de K^+ a partir de locais intercalares, que é influenciada pelo tamanho hidratado dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ em comparação ao K^+ , resultando em uma troca mais lenta desse nutriente.

Por outro lado, o deslocamento significativo de K^+ com a aplicação do Q5 no RQ pode ser atribuído ao elevado gradiente de concentração de Na^+ , o que sugere que a lixiviação do K^+ no RQ pode ocorrer devido ao Na^+ . Observou-se que, com o aumento gradual de Na^+ nas outras soluções, houve um correspondente aumento no deslocamento de K^+ , como ilustrado nas Figuras 2 Q3 e 2 Q4. Assim, o incremento de Na^+ nesta solução (Tabela 8) resultou em uma redução expressiva do K^+ disponível (76%), e uma diminuição da CTC em 29%, bem como de Al^{3+} (Tabela 6), além de um aumento de 143% da Sb, 92% do Ca^{2+} , 1233% de Mg^{2+} e 11% do pH (Tabela 6). Essa dinâmica pode explicar o fato de que o Ca^{2+} e Mg^{2+} , podem ocupar os sítios de adsorção que podem ficar livres, pela precipitação do Al^{3+} com o aumento do pH, na forma de $Al(OH)_3$ (Iticha; Mosley; Marschner, 2024), sendo neste caso os sítios de troca ocupados em maior porcentagem pelo Mg^{2+} . Desta forma, a alta concentração de Na^+ , nesta solução, levou ao Na^+ a competir e substituir o K^+ adsorvido nas superfícies minerais. O aumento da concentração de um íon numa solução, pode provocar o deslocamento de íons adsorvidos, pelo princípio da ação das massas (Meurer, 2017), como a substituição do K^+ pelo Na^+ . Além disso, o Na^+ é capaz de formar complexos de esfera externa com superfícies de minerais de argila, substituindo apenas o K^+ absorvido em superfícies minerais (Heidari; Jalali, 2016)

Phillis e Burton (2005) investigaram a lixiviação de K e P em núcleos de solo não perturbados de um podossolo arenoso ácido, após a aplicação simultânea de cloreto de potássio

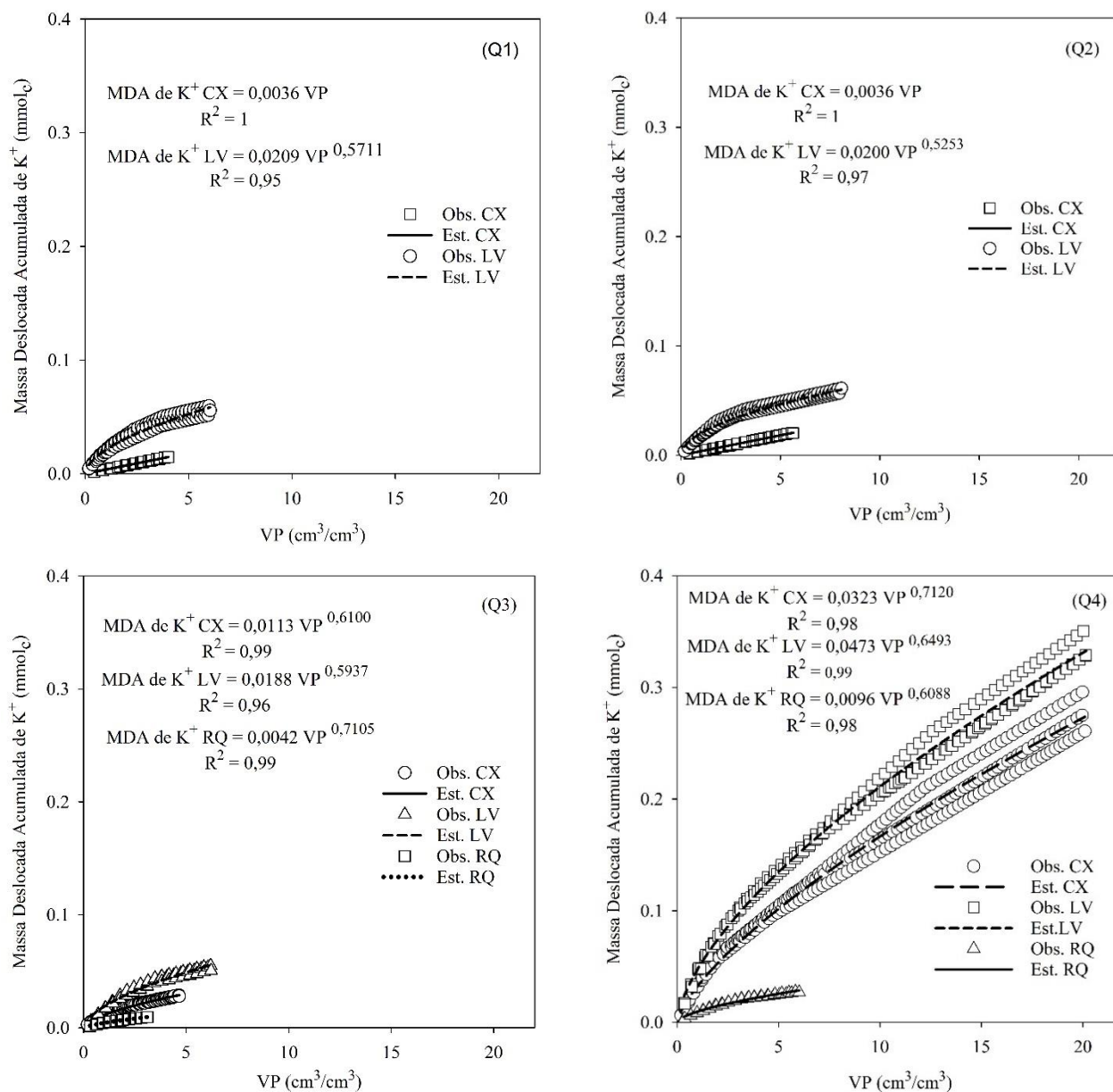
e fosfato de diamônio, com irrigações intermitentes utilizando lâminas de água deionizada, no sudeste de Queensland, Austrália. Os autores observaram que os íons aplicados foram rapidamente detectados no lixiviado após a aplicação na superfície, atribuindo esse comportamento ao fluxo preferencial entre o solo e a água, bem como à sorção limitada dos íons devido à baixa CTC. Além disso, notaram que a lixiviação intermitente gerou picos de concentração secundários na borda de fuga das curvas de eluição dos íons, fenômeno que foi explicado pela difusão de solutos de áreas com água imóvel para zonas com água em movimento durante os períodos sem fluxo.

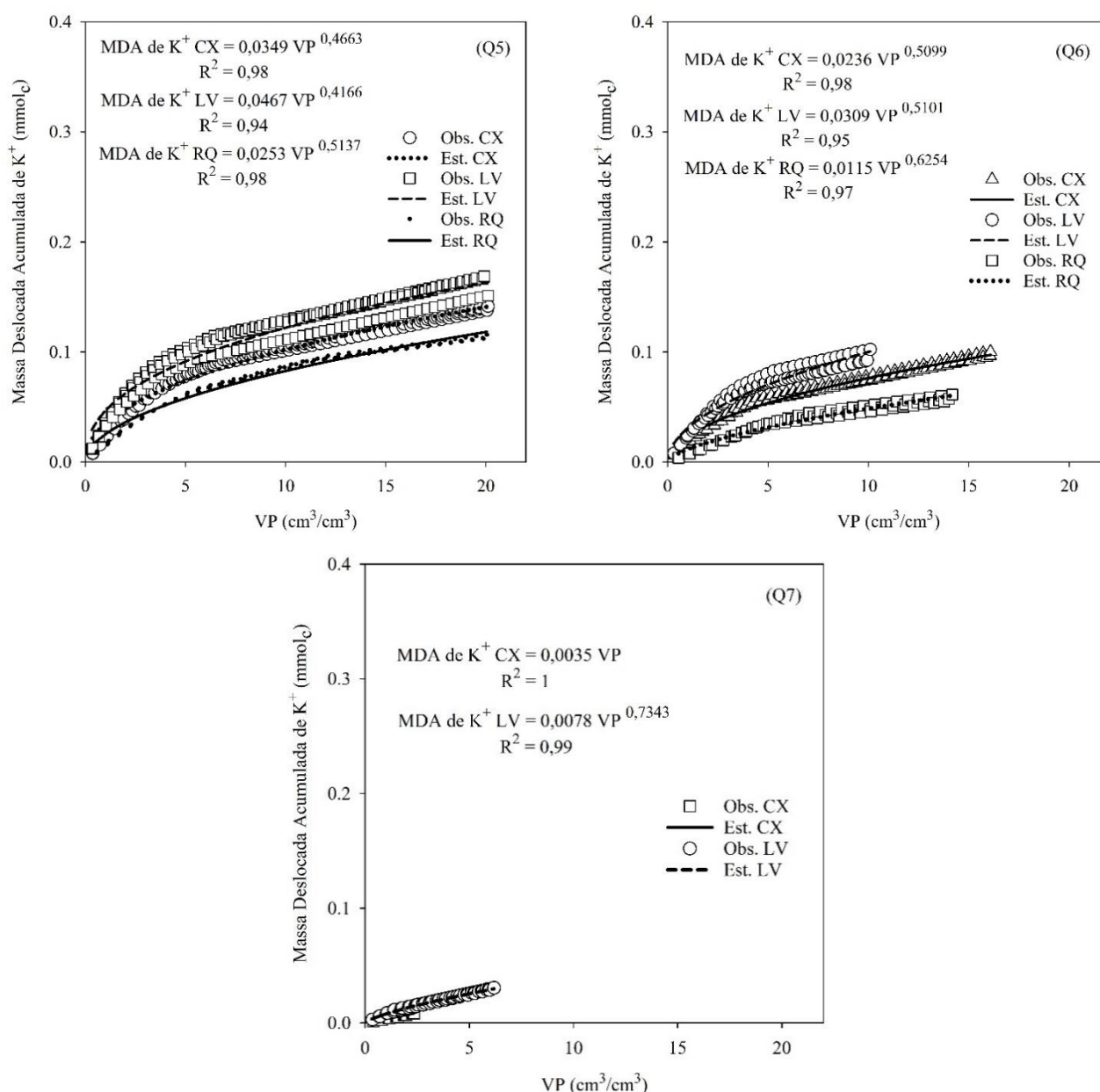
Para a solução Q6, com níveis intermediários de RAS e CE, a concentração de Na^+ foi superior à de Mg^{2+} e Ca^{2+} (Tabela 8). Observou-se deslocamento significativo de K^+ , atingindo até 10, 16 e 14 VPs no LV, CX e RQ, respectivamente (Figura 2 Q6). Isso pode ter ocorrido devido à competição entre Na^+ e o K^+ disponível, devido ao moderado gradiente de concentração do Na^+ na solução Q6 (Figura 2 Q6), semelhante ao observado a solução Q5 para os três solos, com elevado gradiente de concentração de Na^+ (Figura 2 Q5). A presença do Na^+ favoreceu a troca iônica com o K^+ , o que resultou em uma diminuição do K^+ disponível, CTC, Al^{3+} , e um aumento no pH e Mg^{2+} nos três solos estudados, além, de uma diminuição do Ca^{2+} e Sb no CX, e aumento dos mesmos no LV e RQ (Tabela 4 Tabela 5 e Tabela 6). Esse comportamento pode ser explicado pelo acúmulo de Na^+ na solução do solo, que pode predominar nos processos de troca de cátions, pois o Na^+ possui maior solubilidade em relação aos outros cátions, podendo gradualmente deslocá-los, de forma a gerar um desequilíbrio iônico e impactar adversamente os processos químicos do solo (Assouline *et al.*, 2015).

Chen *et al.* (2019), investigaram os impactos diretos e indiretos dos componentes iônicos da água salina nos processos químicos e microbianos do solo irrigado. Os pesquisadores observaram que as concentrações de Na^+ na água de irrigação não apenas aumentaram significativamente as concentrações de Na^+ no solo, mas também alteraram as concentrações de outros íons do solo, como o nitrogênio total, fósforo disponível e potássio disponível do solo.

A massa de K deslocada nos solos analisados, em relação às soluções utilizadas, foi quantitativamente integrada e representada graficamente em função do VPs, resultando em curvas de massas acumuladas para os dados observados e ajustados. Foram aplicados modelos lineares e potenciais, mostrando um excelente ajuste (R^2 : 0,94 – 1), conforme ilustrado na Figura 3. Nela, é possível observar claramente a dinâmica das soluções sobre os solos investigados.

Figura 3 – Curvas de massa acumulada deslocada de K^+ observadas e ajustado nos solos, para as soluções (Q1) 50 mg L⁻¹ de CaCO₃, (Q2) 150 mg L⁻¹ de CaCO₃, (Q3) RAS e CE Baixa, (Q4) RAS Baixa e CE Alta, (Q5) RAS e CE Alta, (Q6) RAS e CE Níveis intermediários e (Q7) Água deionizada.





Fonte: Dos autores (2024)

A solução Q4, caracterizada por concentrações elevadas de Ca^{2+} e Mg^{2+} e baixas de Na^+ , mostrou-se ser a mais eficiente na liberação de K^+ no LV e CX. O total de K^+ lixiviado acumulado foi superior em comparação às demais soluções, atingindo massas de 0,356 mmol_c e 0,277 mmol_c, respectivamente, até 20 VPs. Além disso, a relação entre a massa acumulada deslocada e os VPs apresentou menor curvatura para o LV e CX, indicando que, após 20 VPs, é provável que esses solos continuem liberando potássio, conforme ilustrado na Figura 3 Q4. Essa continuidade na liberação pode ser atribuída ao fato de ainda não ter sido atingido o equilíbrio, influenciado pelo gradiente de concentração de Ca^{2+} e Mg^{2+} presente na solução.

Adicionalmente, observou-se uma diminuição nas quantidades de P e Al^{3+} nos solos após a aplicação da solução, com reduções de 61% e 83% para o LV (Tabela4) e de 55% e 87% no CX (Tabela5). Esse fenômeno pode resultar em contaminação das águas subterrâneas, ultrapassando os limites permitidos para consumo humano e animal, irrigação e atividades recreativas, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 396 (Brasil, 2008). Além disso, pode levar à redução da fertilidade do LV e CX, particularmente em relação aos nutrientes P e K^+ . No Brasil, a maior parte dos fertilizantes é importada, o que gera uma dependência da produção externa (CNA, 2024).

Além disso, essa solução, com alta CE e baixa RAS, pode levar à salinização do solo, resultando em sua possível desestruturação, o que pode afetar a qualidade do solo, especialmente em solos de textura argilosa com grandes agregados, que são mais propensos à degradação estrutural em condições salinas, em comparação com aqueles com agregados menores (Ben-Hur et al., 2009). Assim, futuras pesquisas podem investigar o impacto das soluções utilizadas neste estudo sobre as propriedades físico-hídricas dos solos tropicais.

No caso do RQ, a solução que deslocou a maior quantidade de K^+ foi a solução Q5 (Figura 3 Q5), lixiviando uma massa acumulada de K^+ de 0,1133 mmol, até 20 VPs. A análise de sua inclinação indica que, após 20 VPs, os solos LV, CX e RQ tendem atingir um estado de equilíbrio. Nesse contexto, é provável que apenas uma quantidade mínima de K^+ seja lixiviada com VPs adicionais, como é ilustrado na Figura 3 Q5. Além disso, observou-se um aumento do pH de 24%, 10% e 11% e, uma diminuição de 38%, 30% e 29% da CTC nos solos LV, CX e RQ (Tabela 4 Tabela 5 e Tabela6). Para o LV e CX, verificou-se também uma redução no P de 78% e 45%, respectivamente (Tabela 4 e Tabela5). No caso do RQ, houve uma diminuição mais acentuada nos teores de B, Fe e Mn (Tabela 6). Esses resultados sugerem que a aplicação da solução Q5 pode reduzir a fertilidade dos solos, especialmente em relação aos macronutrientes K^+ e P no LV e CX, e ao K^+ no RQ. Com base nos resultados observados, recomenda-se uma aplicação mais racional de fertilizantes químicos, levando em consideração a redução da CTC desses solos. Essa abordagem visa garantir a produtividade agrícola de forma sustentável, além de minimizar o risco de contaminação das águas subterrâneas.

As soluções Q1, Q2, Q3, indicam ter menos tendência a lixiviar potássio para o LV, CX e RQ, quando comparados com a solução Q7, como pode ser observado nas Figura 3 Q1, Q2, Q3 e Q7. As soluções Q1 e Q2 podem melhorar a disponibilidade dos nutrientes no RQ devido ao aumento do pH, ao mesmo tempo em que reduzem a presença de íons potencialmente tóxicos para as plantas, como o Al^{3+} (RAHMAN *et al.*, 2024) e o B em altas concentrações (Yan *et al.*, 2019), que mostraram uma diminuição de 67% e 28% para a solução Q1 e 87% e 32% para a

solução Q2 para este solo. No entanto, para os solos LV e CX, além do aumento do pH e da redução de Al^{3+} e B, observou-se uma diminuição nos níveis de Mg^{2+} , P e CTC (Tabela 4 e Tabela 5). Esses resultados observados fornecem diretrizes valiosas para o manejo da água em sistemas agrícolas, sugerindo que as soluções Q1 e Q2 são mais adequadas para solos que necessitam de correção de pH e melhoria da disponibilidade de nutrientes, como o RQ. No entanto, em solos como o Latossolo Vermelho e o Cambissolo Háplico, o manejo adequado dessas soluções é crucial para minimizar perdas de nutrientes e prevenir impactos ambientais, como a contaminação das águas subterrâneas, promovendo, assim, uma agricultura mais sustentável e produtiva.

A relevância das variáveis estudadas nos processos avaliados, como a concentração média de K^+ deslocado (CmK^+), massa total deslocada de K^+ (MTD), atributos químicos, mineralógicos dos solos e das soluções, foi avaliada por Análise de Componentes Principais. Os dois primeiros componentes principais (CPs) explicaram 74,89% da variação total dos dados (Tabela 9).

Tabela 9 – Carga entre o potássio deslocado, atributos químicos e mineralógicos dos três solos avaliados.

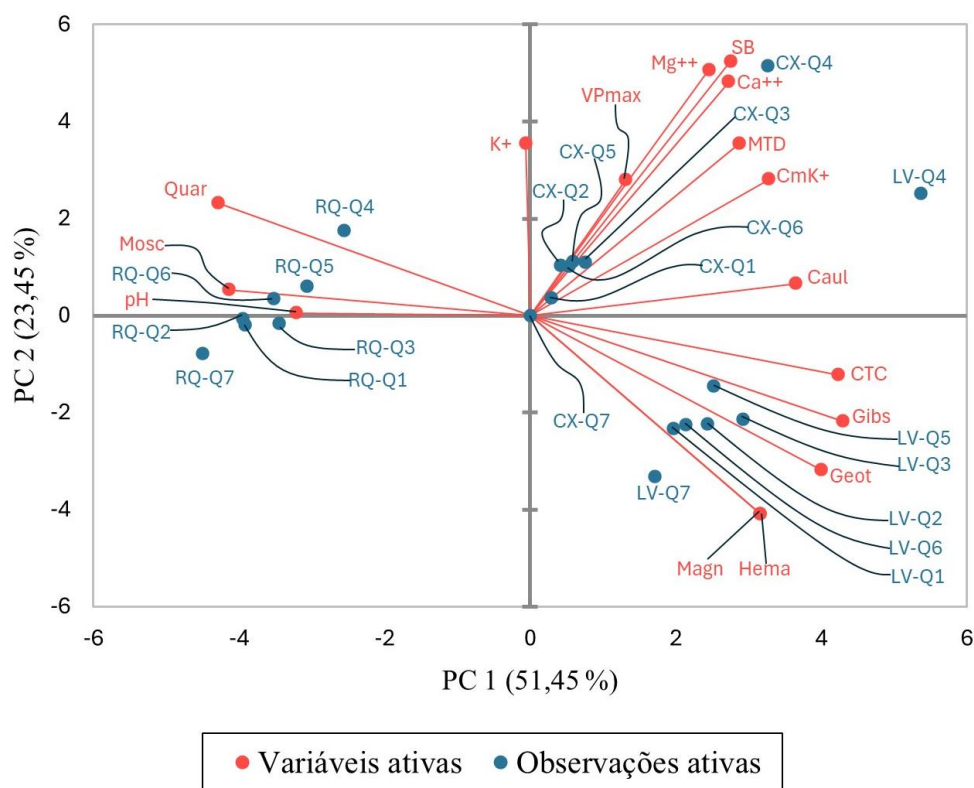
	PC1	PC2
Autovalor	8,232	3,752
Variabilidade (%)	51,448	23,448
Cumulativo %	51,448	74,896
	Cargas	
CmK ⁺	0,715	0,414
MTD	0,627	0,523
VPmax	0,285	0,411
pH	-0,699	0,007
K ⁺	-0,013	0,521
Ca ²⁺	0,595	0,709
Mg ²⁺	0,536	0,747
SB	0,601	0,772
CTC	0,924	-0,180
Caul	0,795	0,097
Hema	0,688	-0,601
Gibs	0,937	-0,321
Geot	0,873	-0,469
Magn	0,688	-0,601
Quar	-0,933	0,341
Musc	-0,900	0,078

CmK⁺: Concentração média de potássio; MTD: massa total deslocada; VPmáx: volume de poros máximo; pH em água; K⁺: potássio; Ca²⁺: cálcio; Mg²⁺: magnésio; SB: Soma das Bases Trocáveis; C.T.C: capacidade de troca catiônica; Caul: caulinita; Hema: hematita; Gibs: gibbsita; Geot: geotita; Magn: magnetita; Quart: quartzo; Musc: muscovita.

O primeiro componente principal (CP1) apresentou cargas positivas moderadas com massa total deslocada (TDM), hematita e magnetita e forte correlação positiva com CmK⁺, CTC, caulinita, gibbsita e geotita. Em contraste, o quartzo e a muscovita exibiram uma carga forte e negativa com esse componente, assim como o pH, que apresentou uma carga moderadamente negativa (Tabela 9). Por outro lado, foi observada carga praticamente nula entre o CP1 e o K⁺.

O segundo componente principal (PC2) apresentou uma carga forte e positiva com as concentrações de Ca²⁺, Mg²⁺ e a soma das bases trocáveis. Para a MTD de K⁺, foi observada uma carga moderada e positiva com o PC2, além de uma carga fraca com o CmK⁺ (Tabela 9). Por outro lado, a hematita e a magnetita apresentaram uma carga moderada e negativa. A Figura 4 ilustra o Biplot para os componentes principais PC1 e PC2.

Figura 4 – Biplot com os componentes principais (PC1 e PC2) para as variáveis estudadas.



Fonte: Dos autores (2024)

As cargas positivas fortes e moderadas entre as variáveis no CP1 (Tabela 9) sugerem que a dessorção de K⁺ é fortemente controlada pelo processo de troca catiônica. Nessas condições, observa-se que a solução Q4 deslocou uma maior quantidade de K⁺ no LV (Figura 3 Q4), apresentando uma contribuição significativa para CP1, moderadamente pela TDM, SB, Ca²⁺ e Mg²⁺ e fortemente pela CmK⁺, CTC e caulinita, (Figura 4). Isso corrobora os resultados apresentados na Figura 2 Q4 e Figura 3 Q4, onde pode-se verificar que o aumento da proporção de Ca²⁺ e Mg²⁺ em relação ao Na⁺ (Tabela 4) favorece a liberação de K⁺ neste solo, devido ao processo de troca catiônica. Além disso, em solos com elevado teor de argila, os cátions são trocados de forma rápida, com os cátions na solução, devido à interação eletrostática entre as partículas de solo carregadas negativamente e os cátions carregados positivamente (Ross; Skyllberg, 2023) como o LV que apresenta elevado teor de argila (Tabela 2).

Em contraste, para o mesmo componente principal (CP1), observou-se que as variáveis quartzo e muscovita apresentaram uma carga forte e negativa, enquanto o pH mostrou uma carga moderada em relação ao deslocamento de K⁺. Isso indica que o deslocamento de K⁺ no RQ, não é influenciado pelo processo de troca catiônica pelos íons Ca²⁺ e Mg²⁺ (Figura 4), além

do RQ apresentar maior porcentagem de quartzo (Tabela 7). Isso corrobora com a ausência de lixiviação de K^+ nas soluções Q1, Q2 e Q7, bem como a variação não significativa da concentração de K^+ nas soluções Q3 e Q4 quando aplicadas no RQ, conforme observado na Figura 2 Q1, Q2, Q3, Q4 e Q7, que mostra uma contribuição significativa para CP1 negativo. Além disso, fica evidente que tanto o Ca^{2+} quanto o Mg^{2+} não influenciaram o deslocamento de K^+ nas soluções Q5 e Q6, o que pode ser atribuído ao elevado gradiente de concentração de Na^+ , conforme explicado na Figura 2 Q5 (Figura 4).

Jalali, (2011), investigou o efeito de soluções salinas e sódicas na lixiviação de K em coluna de solo com textura fraco-arenoso, utilizando três níveis de RAS (5, 15 e 45 mmol_c L⁻¹) e três proporções de $Ca^{2+}:Mg^{2+}$ (1:3, 1:1 e 3:1). O autor concluiu que a lixiviação de K^+ foi principalmente influenciada pelo valor do RAS das soluções. À medida que o RAS aumentava, a quantidade de K^+ lixiviado também aumentava. Esse comportamento foi semelhante ao observado para o RQ, que possui textura de areia franca, e com o aumento da RAS, a quantidade de K^+ deslocado aumentou.

Para o CP2, observou-se uma forte carga positiva com os íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e com a soma das bases trocáveis (Tabela 9), além de uma carga moderada com a MTD de K^+ e uma carga fraca com a CmK^+ . Esses resultados sugerem que o processo de adsorção predomina neste componente. Assim, após a aplicação das soluções Q1, Q2, Q3, Q4, Q5 e Q6 no CX, verificou-se uma contribuição para o CP2 por meio dessas variáveis, com destaque para a solução Q4, que apresentou a contribuição mais significativa. Esse comportamento indica que o CX apresentou uma maior capacidade de adsorção de Ca^{2+} e Mg^{2+} , havendo um menor deslocamento de K^+ pelas soluções, em comparação com LV, especialmente quando a solução Q4 foi aplicada (Figura 4). Esses resultados são congruentes com os observados na Figura 2 Q1 a Q6 e Figura 3 Q1 a Q6 para o solo CX.

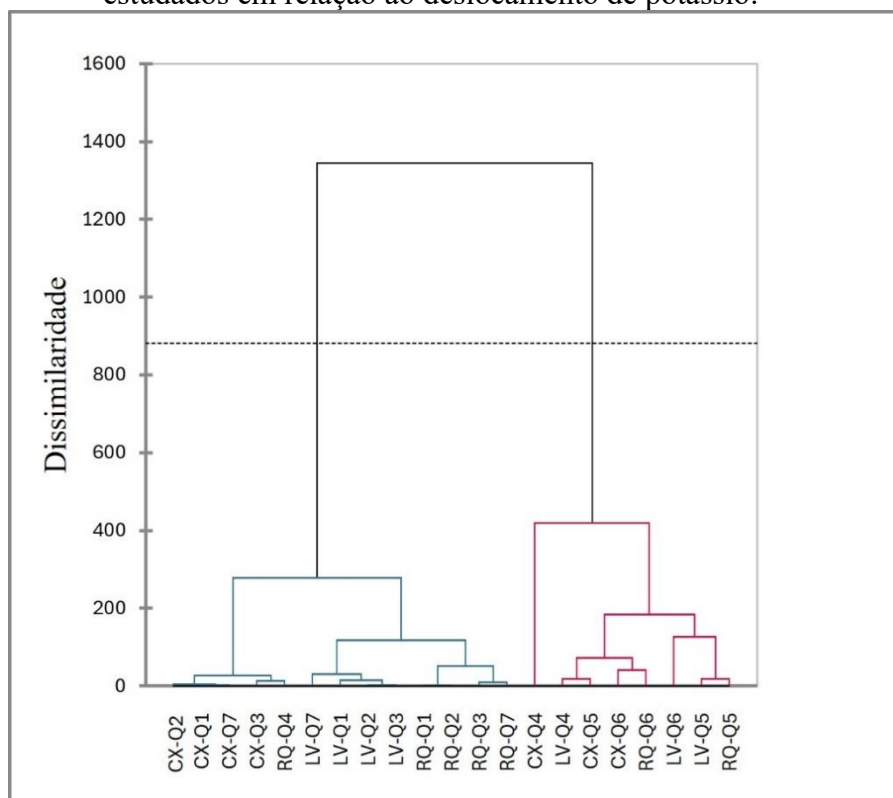
Barros *et al.* (2020) e Rumjit *et al.* (2021), apontam a capacidade do solo em adsorver íons é limitada pela afinidade e da intensidade da interação entre o soluto e a superfície do solo. Além disso, foi constatado que o CX apresentou uma maior capacidade de adsorver o Mg^{2+} após a aplicação da solução Q4, com um incremento de 311%, em contraste com o Ca^{2+} , que demonstrou um aumento de 111% (Tabela 5). Esses dados indicam que a irrigação com águas que apresentem maior concentração de Mg^{2+} , pode promover um deslocamento maior de K^+ , possivelmente devido à competitividade iônica e ao fortalecimento da interação entre o Mg^{2+} e os sítios de adsorção do CX.

O dendrograma gerado pela análise de agrupamento hierárquico (Figura 5) evidenciou a formação de dois grupos distintos. As soluções que continham concentrações mais elevadas

de cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+) foram as responsáveis pelo maior deslocamento de K^+ nos solos analisados, com destaque para as soluções Q4, Q5 e Q6 no LV e CX, e Q5 e Q6 no RQ (Tabela 8), todas segregadas no segundo grupo. Em contrapartida, o primeiro grupo agrupa as soluções que promovem o deslocamento de menores quantidades de K^+ nos diferentes solos, associadas a concentrações mais baixas desses cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+) (Tabela 8).

Esses resultados indicam que a irrigação com águas contendo maiores concentrações desses cátions deve ser aplicada cuidadosamente nos solos LV, CX e RQ, a fim de evitar o impacto negativo na fertilidade e disponibilidade de K nesses solos, além de outros íons e uma possível contaminação das águas subterrâneas.

Figura 5 – Dendrograma de análise de agrupamento hierárquico para os solos estudados em relação ao deslocamento de potássio.



Fonte: Dos autores (2024)

4. CONCLUSÕES

Soluções de sais aplicadas em colunas com LV, CX e RQ com maiores concentrações de cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+) induzem um deslocamento substancial de K^+ , com destaque para as soluções RAS baixa e CE alta, RAS e CE altas e RAS e CE níveis intermediários, esta última solução indica concentrações moderada de sais dissolvidos na água, situando-se entre as faixas que caracterizam águas de baixa e alta salinidade, i.e., uma zona de transição nas classificações

de qualidade da água. Essas soluções foram eficazes no deslocamento de K^+ , particularmente no LV e CX, e para a solução RAS e CE altas no RQ. Estes processos estiveram diretamente relacionados à troca catiônica, bem como à velocidade de percolação, especialmente no LV e podem comprometer a fertilidade do solo. Por outro lado, é importante destacar que, embora a dureza da água possa ser benéfica para solos que necessitam de correção do pH, como o Neossolo Quartzarênico, sua aplicação em Latossolos e Cambissolos exige cautela, devido ao risco potencial de perda de nutrientes e deterioração das propriedades químicas desses solos.

O controle da irrigação deve ser rigoroso com águas que possuam RAS baixa e CE alta, RAS e CE altas e quando a RAS e CE possuem valores intermediários, a fim de preservar nutricional fertilidade e qualidade química do solo. Além disso, é fundamental considerar as características específicas de cada solo e as interações entre os nutrientes. Dado o contexto de dependência do Brasil na importação de fertilizantes, este estudo também destaca que é importante a adoção de práticas agrícolas que minimizem a lixiviação de K^+ em solos tropicais e garantam a reposição adequada de nutrientes para preservar a fertilidade do solo e mitigar uma possível contaminação das águas subterrâneas.

Com base nos resultados, é essencial que futuras pesquisas se concentrem no uso de corretivos de solo, como zeólita clinoptilolita, composto de serapilheira e biocarvão de cama de frango, entre outros, que podem aumentar a retenção de potássio e reduzir sua lixiviação, devido à sua alta CTC e afinidade por íons de K em solos tropicais. Além disso, a pesquisa sobre fontes alternativas de água, como águas residuais tratadas, deve ser aprofundada como uma solução viável, assim como o monitoramento contínuo da qualidade da água, por meio de tecnologias como sensores em tempo real, para ajustar dinamicamente a irrigação e prevenir a lixiviação excessiva de nutrientes. Finalmente, é crucial investir na capacitação de agricultores em práticas sustentáveis de manejo de solo, irrigação e na escolha de fertilizantes potássicos menos solúveis, garantindo a preservação da fertilidade do solo e a eficiência no uso dos recursos hídricos em sistemas agrícolas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (processo nº 001) e pela concessão da bolsa de pesquisa, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento deste projeto de pesquisa (processo nº APQ-00019-22).

FINANCIAMENTO

Este trabalho foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) [Processo nº 001]; e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) [Processo nº APQ-00019-22].

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, G. C. P. De. **Caracterização física e classificação dos solos**. Universidade Federal de Juiz de Fora, 145, 2005.

ANDRADE, J. F. C.; OLIVEIRA, L. F. C. DE; SILVA, J. R. M. E. Evaluation of Infiltration Models with Different Numbers of Adjustment Parameters in an Oxisol with Application of Wastewater at Different Concentrations. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 8, p. 323, 30 ago. 2021.

ANIL K. S. *et al.* Functional and biotechnological cues of potassium homeostasis for stress tolerance and plant development. **Biotechnology and Genetic Engineering Reviews**, p. 1–44, 5 dez. 2022.

ASSOULINE, S. *et al.* Balancing water scarcity and quality for sustainable irrigated agriculture. **Water Resources Research**, v. 51, n. 5, p. 3419–3436, 8 maio 2015.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. 1. ed. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.

BARROS, Y. J. *et al.* Adsorção de Cu, Zn e P em solos adubados com dejetos animais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 7, p. 437–447, 10 ago. 2020.

BEN-HUR, M. *et al.* Soil structure changes: aggregate size and soil texture effects on hydraulic conductivity under different saline and sodic conditions. **Soil Research**, v. 47, n. 7, p. 688, 2009.

BEUTLER, A. N. *et al.* Resistência à penetração e permeabilidade de latossolo vermelho distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 167–177, mar. 2001.

BOWER, C. A., WILCOX, L. V., AKIN, G. **An index of the tendency of CaCO₃ to precipitate from irrigation waters**. 1965.

BRASIL. **Resolução no 396, de 3 de abril de 2008, Brasília Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. 2008.

CHEN, L. *et al.* Direct and indirect impacts of ionic components of saline water on irrigated soil chemical and microbial processes. **CATENA**, v. 172, p. 581–589, jan. 2019.

CHEN, T.; NEVILLE, A.; YUAN, M. Calcium carbonate scale formation—assessing the initial stages of precipitation and deposition. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 46, n. 3, p. 185–194, mar. 2005.

CHOUDHARY, O. P. *et al.* Effect of alternating irrigation with sodic and non-sodic waters on soil properties and sunflower yield. **Agricultural Water Management**, v. 85, n. 1–2, p. 151–156, set. 2006.

CNA - CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL. **Insumos agropecuários: Fertilizantes e defensivos**. 2024.

DA SILVA ALMEIDA, A. E. *et al.* Iron removal by fixed-bed adsorption with thermochemically treated *Lithothamnium calcareum* algae. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101888, nov. 2021.

Da SILVA, J. J. F.; MIGLIORINI, R. B. Caracterização das águas subterrâneas do aquífero Furnas na região sul do estado de Mato Grosso. **Geociências**, 33(2), 261-277. 2014.

DEY, S. *et al.* Removal of chlorides and hardness from contaminated water by using various biosorbents: A comprehensive review. **Water-Energy Nexus**, v. 7, p. 39–76, dez. 2024.

DUBEY, S. S.; KUMAR SINGH, A.; NATH TRIPATHI, U. Water Quality – A Review. **Asian Journal of Research in Chemistry**, p. 381–385, 1 out. 2022.

FIRMANO, R. F.; De OLIVEIRA J., A.; De CASTRO, C.; ALLEONI, L. R. F. Potassium rates on the cationic balance of an Oxisol and soybean nutritional status after 8 years of K deprivation. **Experimental Agriculture**, 56(2), 293-311. 2020.

GUL, M.; WAKEEL, A.; SAQIB, M.; WAHID, A. Effect of NaCl-induced saline sodicity on the interpretation of soil potassium dynamics. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 62(4), 523-532. 2016.

HAMDI, R. *et al.* Thermodynamic and kinetic study of CaCO_3 precipitation threshold. **Desalination and water treatment**, v. 57, n. 13, p. 6001-6006, 2016.

HEIDARI, S.; JALALI, M. Effect of some cations, anions, and organic residues on potassium leaching and fractionation in calcareous sandy loam soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 1, p. 19–35, 2 jan. 2016.

HUNT, A. G.; GHANBARIAN, B. Percolation theory for solute transport in porous media: Geochemistry, geomorphology, and carbon cycling. **Water Resources Research**, v. 52, n. 9, p. 7444–7459, 29 set. 2016.

ITICHA, B.; MOSLEY, L. M.; MARSCHNER, P. Combining lime and organic amendments based on titratable alkalinity for efficient amelioration of acidic soils. **SOIL**, v. 10, n. 1, p. 33–47, 15 jan. 2024.

JALALI, M. Effect of saline-sodic solutions on column leaching of potassium from sandy soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 57, n. 4, p. 377–390, 27 jun. 2011.

JALALI, M.; MERRIKHPOUR, H. Effects of poor quality irrigation waters on the nutrient leaching and groundwater quality from sandy soil. **Environmental Geology**, 53, 1289-1298. 2008.

KANG, F. *et al.* Calcium-based polymers for suppression of soil acidification by improving acid-buffering capacity and inhibiting nitrification. **Journal of Environmental Sciences**, 139, 138-149. 2024.

KAUR, H. Forms of Potassium in Soil and their Relationship with Soil Properties- A Review. International. **Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v 8, p. 1580–1586, 2019.

KLOPP, H.; BLEAM, W. The Effects of Soil Solution Electrical Conductivity and Sodium Adsorption Ratio on Soil Liquid Limit and Soil Strength. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 21, p. 2644–2653, 30 nov. 2021.

KLOPP, H. W. *et al.* Development of functions to predict soil hydraulic properties that account for solution sodicity and salinity. **CATENA**, v. 204, p. 105389, set. 2021.

KLOPP, H. W.; ARRIAGA, F.; BLEAM, W. Influence of exchangeable sodium and clay mineralogy on soil water retention and hydraulic conductivity. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 75, n. 6, p. 755–764, 2020.

KLOPP, H. W.; DAIGH, A. L. M. Soil hydraulic model parameters and methodology as affected by sodium salt solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, n. 2, p. 354–370, 28 mar. 2020a.

KLOPP, H. W.; DAIGH, A. L. M. Measured saline and sodic solutions effects on soil saturated hydraulic conductivity, electrical conductivity and sodium adsorption ratio. **Arid Land Research and Management**, v. 34, n. 3, p. 264–286, 2 jul. 2020b.

KN, J. H. *et al.* Study of Groundwater and Its Quality Parameters on Soil Nutrient Dynamics in Northern Parts of Ranebennur Taluk, Haveri District, Karnataka, India. **International Journal of Environment and Climate Change**. V 14, P. 406-423,

LEGARRA, M. *et al.* Aqueous potassium bicarbonate/carbonate ionic equilibria at elevated pressures and temperatures. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, 52(37), 13241-13251. 2013.

LEMOS, R. C. DE; SANTOS, R. D. DOS. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1996.

MÉLO, R. F. DE; COELHO, R. D.; TEIXEIRA, M. B. Entupimento de gotejadores convencionais por precipitados químicos de carbonato de cálcio e magnésio, com quatro índices de saturação de langelier. **IRRIGA**, v. 13, n. 4, p. 525–539, 18 dez. 2008.

MEURER, E. J. **Fundamentos de Química do Solo** . 6ª. Ed. ed. PortoAlegre: [s.n.].

MINHAS, P. S. *et al.* Coping with salinity in irrigated agriculture: Crop evapotranspiration and water management issues. **Agricultural Water Management**, v. 227, p. 105832, jan. 2020.

MINHAS, P. S.; QADIR, M.; YADAV, R. K. Groundwater irrigation induced soil sodification and response options. **Agricultural Water Management**, v. 215, p. 74–85, abr. 2019.

MOHAMED, A. M. G. *et al.* New application to remediate drinkable groundwater from excess of hardness ions by using sodalite bearing modified illite. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, n. 5, p. 2277–2290, 8 maio 2023.

MOUHAMAD, R.; ALSAEDE, A.; IQBAL, M. Behavior of Potassium in Soil: A mini review. **International Scientific Organization**, p. 58–69, 2016.

MUNIZ, G. L.; DUARTE, F. V.; OLIVEIRA, S. B. DE. Aplicação de coagulante natural no abrandamento de água calcária do Aquífero Bambuí, Norte de Minas Gerais, Brasil. **Ambiência**, v. 14, n. 2, 2018.

NASCIMENTO, D.; LIMA, L.; BECHELENI, E. Índice de saturação de águas duras do norte de Minas Gerais por PHREEQC e Langelier. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 21, n. 1, p. 7–0, 17 maio 2024.

NEVES, L. S. Das; ERNANI, P. R.; SIMONETE, M. A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 25-32, 2009.

NG, J. F. *et al.* Soil Nutrient Retention and pH Buffering Capacity Are Enhanced by Calciprill and Sodium Silicate. **Agronomy**, v. 12, n. 1, p. 219, 17 jan. 2022.

NOGUEIRA, V. H. B. *et al.* Variation in the flow rate of drip emitters in a subsurface irrigation system for different soil types. **Agricultural Water Management**, v. 243, p. 106485, jan. 2021.

OGHENERO, M. J. A Survey of Cation Exchange Capacity of Soil Subjected To Arable Crop Production in Abraka, Nigeria. **International Journal of Agriculture and Earth Science**, v. 8, n. 7, p. 1–16, 30 ago. 2023.

OLIVEIRA, L. L. P. *et al.* Water retention in Cambisols under land uses in semiarid region of the Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 189, p. 104483, jun. 2021.

OLIVEIRA, M. P.; MALAGOLLI, G. A.; CELLA, D. Mercado de fertilizantes: dependência de importações do Brasil. **Revista Interface Tecnológica**, v. 16, p. 289–498, 2019.

OLIVEIRA S. *et al.* Composição do lixiviado em quatro solos do Rio Grande do Norte irrigados com águas salinas. **Revista Caatinga**, 21(1), 189-203. 2008.

ORTEL, C. C.; ROBERTS, T. L.; RUPE, J. C. A review of the interaction between potassium nutrition and plant disease control. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 7, n. 2, 25 jun. 2024.

PERERA, W. P. R. T. Water hardness and health. **Medical Geology: En route to One Health**, 129-141. 2023.

PESSOA, L. G.; *et al.* Composição química e salinidade do lixiviado em dois solos cultivados com cebola irrigada com água salina. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 5(3), 406-412. 2010.

PHILLIPS, I. R.; BLACK, A. S.; CAMERON, K. C. Effect of cation exchange on the distribution and movement of cations in soils with variable charge. II. Effect of lime or phosphate on potassium and magnesium leaching . **Fertilizer Research**, p. 31–46, 1988.

PHILLIPS, I.; BURTON, E. Nutrient leaching in undisturbed cores of an acidic sandy Podosol following simultaneous potassium chloride and di-ammonium phosphate application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 73, 1-14. 2005.

PORTUGAL, A. F. *et al.* Atributos químicos e físicos de um cambissolo háplico Tb distrófico sob diferentes usos na Zona da Mata Mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 249–258, fev. 2008.

RAHMAN, S. U. *et al.* Aluminum phytotoxicity in acidic environments: A comprehensive review of plant tolerance and adaptation strategies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 269, p. 115791, jan. 2024.

RAMÍREZ JUÁREZ, J. E. *et al.* Chemical conditioning of drinking groundwater through $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ ratio adjust as a treatment to reduce Ca precipitation: Batch assays and test bench experiments. **Journal of Water Process Engineering**, v. 53, p. 103844, jul. 2023.

RAMOS, H. MORAES M. *et al.* Atributos físico-hídricos de um neossolo quartzarênico sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 14, n. 2, p. 3968–3975, 30 jun. 2020a.

RAMOS, T. B. *et al.* Soil salinity assessment using vegetation indices derived from Sentinel-2 multispectral data. application to Lezíria Grande, Portugal. **Agricultural Water Management**, v. 241, p. 106387, nov. 2020b.

RANJBAR, F.; JALALI, M. Long-term simulation of some soil chemical properties under continuous wheat cultivation irrigated with waters of different qualities. **International journal of environmental science and technology**, 16, 3249-3264. 2019.

RENGASAMY, P. Irrigation Water Quality and Soil Structural Stability: A Perspective with Some New Insights. **Agronomy**, v. 8, n. 5, p. 72, 14 maio 2018.

ROSOLEM, C. A. *et al.* Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 6, p. 1033-1040, 2006.

RIBEIRO, M. S. *et al.* Classificação da água de poços tubulares da região norte de minas para uso na irrigação. **Águas Subterrâneas**, 2008.

ROSS, D. S.; SKYLLBERG, U. Cation exchange capacity and reactions. Em: **Encyclopedia of Soils in the Environment**. [s.l.] Elsevier, 2023. p. 32–42.

RUAN, L.; ZHANG, J.; XIN, X. Effect of poor-quality irrigation water on potassium release from soils under long-term fertilization. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science**, v. 64, n. 1, p. 45–55, 2 jan. 2014.

RUMJIT, N. P. *et al.* Kinetic and isotherm studies on adsorptive removal of sulfates by cotton shell derived biochar: Recovery of sulfates from marcasite soil. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 20, p. 100361, maio 2021.

SHARMA, V.; SHARMA, K. N. Influence of Accompanying Anions on Potassium Retention and Leaching in Potato Growing Alluvial Soils. **Pedosphere**, v. 23, n. 4, p. 464–471, ago. 2013.

SIDHU, S. K.; ZOTARELLI, L.; SHARMA, L. K. A review of potassium significance and management approaches in potato production under sandy soils. **Journal of Sustainable Agriculture and Environment**, v. 3, n. 2, 14 jun. 2024.

SILVA, A. A.; CASTRO, S. S. Macro and micromorphologic indicators of physical clayey red latosol cultivated with sugarcane. **Mercator**, v. 14, n. 3, p. 169–185, 15 dez. 2015.

SILVA, A. M. DA *et al.* Erosividade da chuva e erodibilidade de cambissolo e latossolo na região de Lavras, Sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1811–1820, 2009.

SILVA, F. D.; DASILVA, F. C. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa Comunicação. 2009.

SILVA F. V. C. Da, *et al.* Nitrate and potassium dynamics in profiles of soils cultivated with fertigated sugarcane crops. **Revista Caatinga**, v. 32, p. 924-933, 2020.

SIMONSSON, M. *et al.* Potassium release and fixation as a function of fertilizer application rate and soil parent material. **Geoderma**, v. 140, n. 1–2, p. 188–198, jun. 2007.

SINGH, N. *et al.* **Characterization of laundry wastewater and its potential applications in garden irrigation and lavatory cleaning: A squat review**. 2022.

SOARES, E. M.; FERREIRA, R. L. Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico no Brasil. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 13, n. 6, 15 dez. 2017.

SOPHA, G. A. *et al.* Response of selected chemical properties of extremely acidic soils on the application of limes, rice husk biochar and zeolite. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 10, n. 1, p. 4011, 1 out. 2022.

SPARKS, D. L.; HUANG, P. M. Physical chemistry of soil potassium. **Potassium in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, p. 201-276. 1985.

TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M. DE C.; RIBON, A. A. Physical properties of dystrophic Red Latosol (Oxisol) under different agricultural uses. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 925–933, jun. 2010.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.

THEBALDI, M. S. *et al.* Qualidade da água para irrigação de um córrego após receber efluente tratado de abate bovino. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 1, p. 109–120, fev. 2013.

TUNESI, S.; POGGI, V.; GESSA, C. Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, p. 219–227, 24 jun. 1999.

VENKATESAN, K.; DEO, N. Biochemical Aspects. Em: **IAL Textbook of Leprosy**. [s.l.] Jaypee Brothers Medical Publishers (P) Ltd., 2010. p. 87–87.

VILELA, N. M. S. *et al.* Transport parameters of potassium from different sources in soil columns. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 1, p. 135–141, jan. 2018.

VICINI, L., SOUZA A. M. **Análise multivariada: da teoria à prática**. Santa Maria: UFSM, CCNE. 215 p. 2005.

WARD, J. H. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, n. 301, p. 236–244, mar. 1963.

YAN, L. *et al.* **Boron alters carboxyl group binding capacity and Al transport pathway to relieve Al toxicity**. , 13 dez. 2019.

ZHANG, A. *et al.* The Ca²⁺ permeation mechanism of the ryanodine receptor revealed by a multi-site ion model. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 922, 17 fev. 2020.

ZHU, Y.; MARCHUK, A.; BENNETT, J. M. Ionicity of Clay–Cation Bonds in Relation to Dispersive Behavior of Mg and K Soil Clays as Influenced by pH. **Clays and Clay Minerals**, v. 68, n. 6, p. 588–600, 1 dez. 2020.

ARTIGO 2 – APLICAÇÃO DE ÁGUAS DE DIFERENTES DUREZAS, RAS E CE: EFEITOS SOBRE A LIXIVIAÇÃO DE K E FERTILIDADE DE TRÊS SOLOS TROPICAIS.

RESUMO

Lâminas de irrigação que elevam a umidade do solo a valores superiores à capacidade de campo, combinadas à altas concentrações de cátions nos poros, podem intensificar a competição e lixiviação do K^+ no solo, comprometendo sua fertilidade. Cabe ressaltar que tais condições podem ocorrer pela irrigação em excesso ou mesmo chuvas volumosas em solos com alta concentração de sais. Assim, objetivou-se avaliar o impacto do uso de águas de diferentes durezas, RAS e CE, sobre a lixiviação de K^+ e sobre a fertilidade de solos tropicais Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ). Foram avaliados tratamentos relativos à qualidade da água para irrigação, com diferentes níveis de dureza da água (Q1 e Q2, 50 e 150 mg L⁻¹ de CaCO₃), RAS e CE baixa (Q3), RAS baixa e CE alta (Q4), RAS e CE alta (Q5), RAS e CE níveis intermediários (Q6) e um controle com água deionizada (Q7). O ensaio foi realizado em colunas de solo com reposição de água em 100% (controle), 125% e 150% da lâmina necessária para levar à umidade do solo à capacidade de campo, com irrigações a cada 2 dias por um período de 30 dias. Usou-se o delineamento em blocos casualizado (DBC) em esquema fatorial 3 x 21 x 15, com três repetições. Os dados foram analisados pelo teste F seguido do teste de Scott-Knott e regressão linear a 5% de probabilidade estatística, bem como da análise de agrupamento hierárquico com base na fertilidade dos solos. O manejo Q4-125 resultou no maior deslocamento de K^+ nos solos CX e LV, enquanto no solo RQ, esse efeito foi observado com o manejo Q5-125. Esse comportamento pode ser explicado pela intensificação da competição entre os cátions presentes nas soluções e o K^+ trocável e não trocável nos solos. As soluções Q4 e Q5, aplicadas com reposição de 100, 125 e 150%, apresentaram resultados semelhantes quanto na fertilidade no RQ, enquanto no LV apenas a solução Q4.

Palavras-chave: Contaminação. Interação solo-água. Manejo e conservação do solo. Movimento de solutos pelo solo. Qualidade da água para irrigação.

ARTICLE 2 – APPLICATION OF WATERS WITH DIFFERENT HARDNESS, SAR AND EC: EFFECTS ON K LEACHING AND FERTILITY OF THREE TROPICAL SOILS.

ABSTRACT

Irrigation depths that raise soil moisture above field capacity, combined with high concentrations of cations in soil pores, can intensify the ions competition and K^+ leaching, thereby compromising soil fertility. It is important to note that such conditions may arise from excessive irrigation or heavy rainfall in soils with high salt concentrations. Therefore, this study aimed to evaluate the impact of using water with different hardness levels, SAR (Sodium Adsorption Ratio), and EC (Electrical Conductivity) on K^+ leaching and the fertility of the tropical soils Oxisol, Inceptisol, and Entisol Quartzipsamment. Treatments involved irrigation water quality with varying levels of hardness (Q1 and Q2, 50 and 150 mg L⁻¹ of CaCO₃), low

SAR and low EC (Q3), low SAR and high EC (Q4), high SAR and high EC (Q5), intermediate SAR and EC (Q6), and a control treatment using deionized water (Q7). The experiment was conducted using soil columns with water replenishment at 100%, 125%, and 150% of the amount required to reach field capacity, with irrigation every two days over a 30-day period. A randomized block design (RBD) was used in a $3 \times 21 \times 15$ factorial scheme, with three replications. Data were analyzed using the F-test, followed by the Scott-Knott test and linear regression at a 5% significance level, along with hierarchical clustering analysis based on soil fertility. The Q4-125 treatment resulted in the greatest K^+ displacement in Inceptisol and Oxisol soils, while in Entisol Quartzipsamment soil, this effect was observed with the Q5-125 treatment. This behavior can be explained by intensified competition between the cations in the solution and both exchangeable and non-exchangeable K^+ in the soils. The Q4 and Q5 solutions, applied at 100%, 125%, and 150% replenishment levels, showed similar effects on fertility in Entisol Quartzipsamment, whereas in Oxisol, only the Q4 solution had a significant effect.

Keywords: Contamination. Quality of water for irrigation. Movement of solutes through soil. Soil-water interaction. Soil management and conservation.

1. INTRODUÇÃO

A aplicação de lâminas de irrigação superiores às necessárias representa um desafio significativo para a agricultura, comprometendo a sustentabilidade econômica, social e ambiental. Do ponto de vista econômico, o uso inadequado de água leva ao aumento dos custos de irrigação, devido à necessidade de bombear volumes maiores de água (Almeida, 2010). Socialmente, essa prática pode agravar a escassez hídrica, prejudicando o acesso à água para abastecimento de populações em regiões já afetadas pela falta de água (Sharma *et al.*, 2022). Ambientalmente, a irrigação em excesso pode causar erosão do solo, lixiviação de nutrientes, salinização e redução da qualidade da água, impactando negativamente os ecossistemas locais (Perret; Payen, 2020). Tais impactos podem resultar em elevação nos preços dos alimentos e alterações no uso da terra, comprometendo a segurança alimentar global (Liu *et al.*, 2017). Importante destacar que, as áreas com irrigação no continente asiático, são de 237,3 milhões de hectares; no continente americano 52,1 milhões de hectares; na Europa 21,4 milhões de hectares; e na África, 15,6 milhões de hectares (Ana, 2017).

A combinação dessa prática com o uso de águas de baixa qualidade para irrigação, pode ocasionar uma série de problemas significativos, impactando principalmente a qualidade física e química do solo e a produtividade das culturas (Liu *et al.*, 2023). Isso se deve principalmente à lixiviação de nutrientes essenciais, como o P e o K (Peker *et al.*, 2024), à salinização (Hagage *et al.*, 2024), e à degradação da estrutura do solo (TAS *et al.*, 2022). Estudos mostram que níveis elevados de irrigação e águas de baixa qualidade como salina-sódica pode intensificar a perda

de K^+ por lixiviação, sendo esse efeito mais acentuado em solos arenosos o que pode aumentar o risco de contaminação das águas subterrâneas. Além disso, o excesso de água no solo, associado à presença de sais no solo, com a mobilidade do potássio, também podem decorrer em períodos de chuvas intensas (Jalali, 2011; Mendes et al. 2016; Flores et al., 2022).

Além da qualidade da água de irrigação e quantidade de água aplicada, a dinâmica de lixiviação do K^+ no solo, pode ser influenciada por fatores como textura (Rosolem; Steiner, 2017), capacidade de troca catiônica (CTC), pH (Töysä, 2019), mineralogia do solo (Freitas *et al.*, 2017) e à dose de fertilizante potássico aplicada (Rosolem *et al.*, 2010). Esses fatores podem alterar as propriedades físicas e químicas do solo, impactando, consequentemente, a disponibilidade de K^+ para as plantas.

O K^+ é um dos macronutrientes essenciais para as plantas, desempenha um papel importante em diversos processos fisiológicos, como a síntese de proteínas, a ativação de enzimas, a regulação da abertura e fechamento dos estômatos e a resistência a estresses ambientais (Damalas; Koutroubas, 2024; Ortel *et al.*, 2024; Sidhu *et al.*, 2024). Dessa forma, a disponibilidade desse nutriente no solo é fundamental para o desenvolvimento das culturas (Azzawi *et al.*, 2021). No entanto, sua elevada mobilidade nos solos tropicais, aliada ao processo de lixiviação, pode resultar em perdas significativas desse nutriente (Neves et al., 2009; Rosolem; Steiner, 2017; Andrade *et al.*, 2021).

Nesse contexto, a dinâmica do K^+ tem sido explorada na maioria das investigações apenas em solos de textura arenosa com águas sódicas e salinas. Não entanto, a literatura carece de investigações sobre influência da aplicação de lâminas de irrigação inadequadas, como aquelas superiores às recomendadas, considerando a utilização de águas com diferentes níveis de dureza, RAS e CE, na lixiviação de K^+ e na fertilidade dos solos tropicais que apresentam diferentes características físicas, químicas, mineralógicas e hidráulicas. É importante destacar que em algumas regiões, as características geológicas locais podem levar à disponibilidade de águas salinas, salobras ou duras naturalmente (Priyadarshi, 2004; Muniz *et al.*, 2018; Mohamed *et al.*, 2023).

Com base no exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar o impacto de lâminas de irrigação superiores à necessária para elevar a umidade do solo à capacidade de campo, com águas de diferentes durezas, RAS e condutividade elétrica, sobre a lixiviação de K^+ e a fertilidade de solos tropicais, além de verificar o efeito da qualidade da água sobre fertilidade do solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado nos Laboratórios de Análise de Águas e de Física do Solo e em casa de vegetação, pertencentes ao Departamento de Recursos Hídricos (DRH) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), situada na latitude 21° 13' 45.57" Sul, longitude 44° 59' 28.42" Oeste e altitude de 1910.81 m, em Lavras, Minas Gerais, Brasil.

2.1 Caracterização dos solos

Foram avaliados o Latossolo Vermelho (LV) e Cambissolo Háplico (CX), coletados em Lavras, MG; e Neossolo Quartzarênico (RQ), originário de Itumirim, MG em locais onde nunca foram desenvolvidas práticas agrícolas. A camada de coleta dos solos foi de 0 a 40 cm de profundidade. Para obtenção de uma amostra composta representativa, foram selecionados aleatoriamente diferentes pontos na área experimental. Em cada ponto, efetuou-se a escavação de trincheiras com o auxílio de pá reta, mantendo-se a profundidade padrão de 40 cm para os três tipos de solo investigados. Após a coleta, os solos foram devidamente desagregados, secos à sombra e peneirados em malha de 2,0 mm, visando à obtenção da fração de terra fina seca ao ar (TFSA). Após a secagem, as amostras foram armazenadas e submetidas análise de suas características físicas (Tabela 1), utilizando-se o método da pipeta, de acordo com Lemos e Santos (1996).

Tabela 1 – Classes de solos utilizados e suas respectivas texturas e localidades.

Classe de solo	Localização da coleta	Classificação	Distribuição de partículas (%)		
			Areia	Silte	Argila
LV	Lavras (21° 13' 47" S 44° 57' 56" O)	Muito argiloso	14	13	73
CX	Lavras (21° 13' 48" S 44° 59' 12" O)	Franco argilo arenosa.	47	22	31
RQ	Itumirim (21° 13' 48" S 44° 59' 12" O)	Areia franca	87	7	6

Nota - Areia: 2 mm à 0.05 mm; Silte: 0.05 mm à 0.002 mm; e argila < 0.002 mm (Almeida, 2005).

Fonte: Dos autores.

Quanto a caracterização química do solos, foram analisadas as variáveis carbono orgânico (Método colorimétrico), pH (Medição eletroquímica), P, K, Cu, Fe, Mn, Zn (Extrator de Mehlich1), Ca, Mg, Al (Extrator KCl), H + Al (Extrator SMP), B (Método cloreto de bário),

soma de bases trocáveis (SB) (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) a pH 7,0 ($\text{Sb} + \text{H} + \text{Al}$), saturação de bases da CTC a pH 7,0 ($100.\text{S}/\text{T}$), e carbono total, com os resultados apresentados na Tabela 2, De acordo com as metodologias apresentadas por Teixeira et al. (2017).

Tabela 2 – Análise química dos solos utilizados nos procedimentos experimentais, sem aplicação dos tratamentos.

Variáveis de fertilidade do solo	Tipos de solo		
	Latossolo Vermelho	Cambissolo Háplico	Neossolo Quartzarênico
C Orgânico	3,40	2,14	< 1,65
pH	4,50	5,00	5,40
P	3,45	4,95	4,20
K	45,00	43,00	25,00
Ca	0,15	1,14	0,13
Mg	0,10	0,37	0,018
Al	1,39	0,92	0,90
H+Al	10,90	5,80	2,20
B	0,54	0,58	0,57
Cu	1,14	0,98	0,73
Fe	45,19	80,89	61,25
Mn	5,42	18,93	1,00
Zn	1,61	1,34	0,60
SB	0,37	1,62	0,21
CTC	11,27	7,42	2,41
V	3,25	21,83	8,79
K^1	1,02	1,48	2,65
Ca^1	1,30	15,36	5,39
Mg^1	0,92	4,99	0,75
Hal^1	96,75	78,17	91,21
Ca/Mg^2	1,41	3,08	7,22
Ca/K^2	1,28	10,37	2,03
Mg/K^2	0,90	3,36	0,28
Carbono total	3,40	2,14	0,51

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg^{-1}); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm^{-3}); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm^{-3}); H+Al: (cmolc dm^{-3}); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm^{-3}); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm^{-3}); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K^1 , Ca^1 , Mg^1 , Hal^1 (%); Ca/Mg^2 ; Ca/K^2 ; Mg/K^2 , (%); Carbono total (g dm^{-3}).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Após o emprego dos tratamentos experimentais e as porcentagens de reposição da lâmina de água necessária para levar o solo à umidade na capacidade de campo, os solos das colunas foram submetidos a nova análise, levando-se em conta as mesmas variáveis de fertilidade. A composição química dos solos, após aplicações das soluções com as diferentes porcentagens de reposição da lâmina de água, está detalhada no apêndice I: Latossolo Vermelho (Tabela 6, 7 e 8), Cambissolo Háplico (Tabela 9, 10 e 11) e Neossolo Quartzarênico (Tabela 12, 13 e 14).

Para a caracterização mineralógica foi realizada por meio da técnica de difração de raios X (XRD) para identificação das fases cristalina (Tabela 3). De acordo com as metodologias apresentadas por Teixeira et al. (2017).

Tabela 3 – Argilominerais presentes na fração argila dos solos utilizados no experimento de lixiviação de potássio em colunas de solo, conduzido em ambiente protegido.

Argilominerais	LV (%)	CX (%)	RQ (%)
Caulinita	30,30	40,80	2,60
Hematita	29,10	-	-
Gibbsita	29,20	18,00	0,20
Geothita	10,20	3,70	-
Magnetita	1,20	-	-
Quartzo	-	37,50	89,60
Muscovita	-	-	7,70

Fonte: CPMTc – UFMG (2024).

2.2 Preparação das colunas de solo

As amostras foram preparadas seguindo metodologia adaptada de (Mendes *et al.*, 2016). Assim, colunas de solo foram preenchidas com TFSA em tubos de PVC rígido de 0,15 m de comprimento e com 0,071 m de diâmetro interno. Internamente, os tubos de PVC foram revestidos com areia de diâmetro inferior a 2 mm, impregnada com adesivo de resina de PVC (Andrade *et al.*, 2021; Da Silva *et al.*, 2021), de forma a prevenir a formação de caminhos preferenciais para o escoamento, ao longo da parede das colunas.

A quantidade de solo adicionada em cada coluna foi calculada para que se obtivesse uma porosidade (α) típica para cada classe de solo, sendo 61,17% para o LV, 55,15% para o CX e 36,20% para o RQ, determinadas por meio da literatura (Beutler *et al.*, 2001; Oliveira *et al.*, 2021; Portugal *et al.*, 2008; Ramos *et al.*, 2020a; Silva; Castro, 2015; Silva *et al.*, 2009).

Então, para o preenchimento das colunas com uma certa massa que levaria à porosidade desejada, primeiramente determinou-se a densidade de partículas média de cada solo, pelo método do balão volumétrico (Teixeira *et al.*, 2017) Equação 1.

$$\rho_p = \frac{a}{b - c} \quad (1)$$

Em que: ρ_p é a densidade de partículas sendo 2,61 g cm⁻³ para o LV; 2,51 g cm⁻³ para o CX; e 2,59 g cm⁻³ para o RQ; a é a massa da amostra de solo seco, à 105 °C (g); b é o volume total aferido do balão (cm³) e c é o volume de álcool consumido (cm³).

A densidade do solo em cada coluna de solo foi determinada pela Equação 2.

$$\rho_s = \rho_p \times (1 - \alpha) \quad (2)$$

Em que: ρ_s é a densidade do solo (1,01g cm⁻³ para o LV; 1,12 g cm⁻³ para o CX; e 1,65 g cm⁻³ para o RQ); e α é a porosidade total buscada (cm³ poros cm⁻³ solo)

Finalmente, a massa de solo a ser adicionada por coluna, para cada classe de solo, foi calculada por meio da Equação 3.

$$M_s = \rho_s \times V_s \quad (3)$$

Em que: M_s é a massa de solo na coluna (g) e V_s é o volume de solo na coluna (cm³).

O material foi adicionado às colunas em camadas sobrepostas com uma espessura de 3 cm para LV e CX e 1 cm para o RQ, sendo cada camada levemente compactada com o uso de um disco de borracha de diâmetro inferior ao da coluna. Para os solos LV e CX, utilizou-se um disco com peso de 55,62 g, enquanto para o solo RQ foi empregado um disco de 928,51 g. A compactação foi realizada deixando-se o disco cair de uma altura de 3 cm por três vezes para o LV, cinco vezes para o CX e, no caso do RQ, de uma altura de 10 cm por quinze vezes. Esse procedimento teve como objetivo padronizar a montagem das colunas e garantir uniformidade na pressão aplicada durante a compactação. Após o preenchimento completo de cada coluna, estas eram pesadas para verificar a correspondência com a massa previamente calculada. Foi adotada uma margem de tolerância de $\pm 3\%$ em relação à massa estimada. As colunas que apresentavam variações superiores ou inferiores a esse limite eram desfeitas e novamente

montadas, a fim de assegurar a padronização e a precisão dos experimentos. Uma manta geotêxtil foi aplicada na base das colunas, para suportar o solo. Por fim, as colunas passaram por três ciclos de umedecimento e secagem. O umedecimento ocorreu por capilaridade em fluxo ascendente durante 24 h, utilizando água deionizada, seguido da secagem em estufa com circulação forçada de ar, até que a massa de água no solo fosse reduzida em, no mínimo, 50%. Esse procedimento visou promover a adequada consolidação do solo.

A extremidade inferior das colunas de solo foi vedada com caps de PVC para tubos de 75 mm de diâmetro externo, onde foi feito um orifício no centro, para possibilitar a conexão de tubo cristal de 12 mm de diâmetro, para coleta do lixiviado. Para evitar a entrada de partículas de solo no sistema de drenagem, foi colocado entre o cap e a coluna de PVC, segmentos de manta geotêxtil não tecida.

2.3 Qualidade da água para irrigação

As águas de diferentes qualidades (soluções), foram avaliadas quanto: Dureza de 50 mg L⁻¹ de CaCO₃ (Q1); Dureza de 150 mg L⁻¹ de CaCO₃ (Q2); RAS baixa e CE baixa (Q3); RAS baixa e CE alta (Q4); RAS alta e CE alta (Q5); RAS e CE em níveis intermediários aos demais tratamentos (Q6); e um tratamento controle determinado por água deionizada (Q7). As características de qualidade da água, de cada um destes tratamentos, são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Qualidade da solução de cada um dos tratamentos antes da aplicação nas colunas quanto à concentração de Na, Mg, Ca e CaCO₃, e valores de CE e RAS

Tratamento	Concentração (mmol _c L ⁻¹)			CE (dS m ⁻¹)	RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	CaCO ₃ mg L ⁻¹
	Na	Mg	Ca			
Q1	0,000	0,000	0,495	0,026	0,000	50,000
Q2	0,000	0,000	1,495	0,033	0,000	150,000
Q3	0,083	0,576	0,339	0,120	0,120	0,000
Q4	0,657	37,029	22,456	6,020	0,120	0,000
Q5	48,935	3,292	1,996	6,020	30,000	0,000
Q6	15,920	1,399	0,848	2,200	15,000	0,000
Q7	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Fonte: Do autor (2025)

Estes valores foram estabelecidos de acordo com Ayers e Westcot (1985), e as soluções, artificiais, foram preparadas em laboratório ao se utilizar os seguintes reagentes: CaCO_3 , NaCl , CaCl_2 e MgCl_2 , de acordo com o estabelecido por Mélo; Coelho; Teixeira, (2008); Jalali, (2011); Klopp; Daigh, (2020); Klopp; Daigh, (2020) e Klopp *et al.* (2021).

2.4 Manejo da irrigação e obtenção de dados

As colunas de solo foram colocadas em bandejas metálicas, preenchidas com água até cerca de dois terços da altura das colunas de solo, e permaneceram em repouso por 24 h para a completa saturação, permitindo a expulsão do ar contido nos poros.

Posteriormente, a parte superior das colunas foi vedada com plástico, para evitar a evaporação, e as colunas deixadas para drenar pela ação da gravidade, até atingir a estabilização. Após o excesso de água ser drenado, as coberturas plásticas foram removidas para determinar a massa das colunas utilizando uma balança eletrônica com precisão de 10 g e capacidade de 5 Kg, para obtenção da massa correspondente a umidade na capacidade de campo.

Em sequência, foi adotada uma frequência de irrigação fixa de dois dias, durante um período de 30 dias, sendo, as colunas preenchidas com solos, submetidas às porcentagens de reposição de água, equivalentes a 100, 125 e 150% da lâmina necessária para levar o solo à umidade na capacidade de campo. Para isso, a lâmina de irrigação aplicada foi obtida a partir da diferença entre a massa na capacidade de campo e a massa atual (momento de se realizar a irrigação), para as colunas de solo, correspondentes a 100% de reposição, sendo, essa massa de água ajustada com base na massa específica da água, que foi calculada a partir da temperatura atual das soluções. Para as colunas com 125% e 150% da lâmina de água, a lâmina de irrigação foi determinada com base na lâmina aplicada nas colunas de 100%. A irrigação foi realizada manualmente com auxílio de pipetas.

Após cada ciclo de irrigação, a solução percolada pelas colunas foi coletada em frascos e cobertos com plástico para evitar evaporação. A concentração do íon K^+ lixiviado nos tratamentos de 125% e 150% de reposição de água foi realizada com um fotômetro de chama digital microprocessado, com precisão entorno de 0,001 absorbância, modelo 910MS fabricado pela Analyser.

Transcorridos 30 dias, as colunas de solo foram deixadas na casa de vegetação para reduzir a umidade, possibilitando a coleta de amostras de solo, que foram então enviadas para análise de fertilidade. Para isso, os solos de cada coluna, representando os diferentes tratamentos

e suas repetições, foram retirados, quarteados e homogeneizados, a fim de formar as amostras.

2.5 Delineamento experimental, obtenção e análise de dados

Para a análise dos resultados referentes à lixiviação de K^+ usou-se o delineamento em blocos casualizados (DBC) em esquema fatorial $3 \times 14 \times 15$, com três repetições, sendo 3 solos (LV, CX e RQ), 14 manejos de irrigação (que resultaram da combinação entre as sete qualidades da água e as porcentagens de reposição, equivalentes a 125 e 150% da lâmina necessária para elevar à umidade do solo à capacidade de campo) e 15 dias de irrigação, determinados como avaliações no tempo (turno de rega fixo de 2 dias durante um período de 30 dias), cada coluna de solo representou uma parcela experimental.

Os resultados foram comparados pelo teste F e, as diferenças significativas detectadas determinaram que os dados fossem submetidos ao teste de Scott-Knott e regressão linear simples a 5% de probabilidade estatística para comparação de médias, com emprego do software Sisvar (Ferreira, 2011).

A Análise de Agrupamento Hierárquico (AAH) foi feita para agrupar os tratamentos com base na fertilidade do solo, utilizando o software RStudio®. Para isso, foram comparadas as variações dos parâmetros pH, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, boro, cobre, ferro, soma de bases trocáveis e capacidade de troca catiônica, com base nas análises de fertilidade dos solos realizadas antes e após a aplicação das diferentes intensidades de irrigação.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de variância (ANOVA) do deslocamento de K^+ , avaliados nos solos, com diferentes manejos de irrigação (solução e nível de irrigação) e tempo é apresentada na Tabela 5. Observou-se que para os solos, manejos e o tempo, e as interações entre eles, houve efeito significativo no deslocamento de K^+ no percolado das colunas (Tabela 5).

Tabela 5 – Resumo da ANOVA do deslocamento de K^+ no LV, CX e RQ, com aplicação de diferentes manejos durante um período de 30 dias.

Fonte de Variação	GL	QM
Solo (S)	2	76191,16*
Manejo da irrigação (MI)	13	76070,49*
Tempo (T)	14	7732,21*
S x MI	26	11663,25*
S x T	28	667,82*
MI x T	182	668,88*
S x MI x T	364	507,38*
Bloco	2	38,16 ^{ns}
Erro	1258	38,08
Total	1889	
CV (%)	28,43	
Média Geral	33,49	

Em que: GL: Graus de liberdade, *: significativo a 1% de probabilidade, ns – não-significativo

As médias observadas do deslocamento de K^+ relativas ao desdobramento do efeito dos solos, dentro de cada combinação de nível de manejo de irrigação e tempo, bem como o desdobramento do efeito dos manejos de irrigação, dentro de cada nível da combinação de solo e tempo são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Médias observadas do deslocamento de K^+ para o desdobramento das combinações de solos e os manejos da irrigação em cada nível de tempo.

Manejo	Solo	Tempo (Dias)														
		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
Q1-125	LV	4,33aD	3,33aD	5,33aC	4,00aD	3,33aD	8,00aE	6,33aE	5,33cD	8,33cE	7,00cC	10,67bD	10,33bE	6,00bF	6,67bD	10,33bE
	RQ	14,33aD	9,67aF	13,67aF	12,00aE	10,33aE	13,33aF	15,67aG	17,33bI	19,00bF	18,00bF	21,33aE	23,67aG	21,00aF	26,67aE	37,00aD
	CX	5,33aC	5,00aC	9,67aC	13,67aD	11,33aC	16,67aD	17,67aD	33,33aC	32,33aB	32,67aC	29,67aB	30,67aC	27,67aC	23,33aD	30,67aC
Q1-150	LV	3,67aD	2,67aD	4,33aC	5,33aD	4,00aD	8,00aE	6,33aE	8,00bD	5,67aE	8,00aC	7,67aD	8,67aE	10,00aF	11,33aD	12,00bE
	RQ	3,67aE	9,00aF	10,67aF	10,67aE	8,00aF	12,67aF	14,00aG	18,00aI	13,33aF	13,33aF	15,33aE	18,00aG	14,00aG	22,33aE	26,00aE
	CX	3,67aC	4,00aC	6,00aC	12,00aD	6,00aC	13,33aD	12,00aD	19,33aD	16,00aC	19,00aD	18,00aC	15,67aD	17,67aD	17,67aD	18,00bD
Q2-125	LV	5,67aD	3,00aD	7,67bC	5,00aD	4,67cD	5,33cE	7,00cE	7,66cD	13,33aD	10,33bC	7,33bD	9,67aE	8,33bF	13,33bF	11,00bE
	RQ	13,00aD	11,67aF	20,33aF	13,33aE	13,00bE	16,33bF	20,67bF	16,67bI	15,33aF	13,33bF	14,67bE	19,66aG	22,67aF	25,00aE	40,00aD
	CX	11,00aC	9,50aC	8,50bC	14,00aD	22,50aB	38,00aB	34,00aC	40,50aC	24,00aC	27,50aC	25,00aB	20,00aD	25,50aC	31,00aC	19,50bD
Q2-150	LV	4,67aD	5,33aD	6,67aC	7,67aD	4,00aD	6,00aE	9,33aE	9,67aE	10,00aE	10,00bC	12,67aD	15,00aE	14,33aF	18,33aD	22,67aD
	RQ	9,00aE	10,33aF	10,67aF	12,33aE	7,33aE	12,33aF	12,67aG	15,67aI	12,67aF	12,33bF	14,00aE	13,33aG	13,67aG	19,33aE	24,00aE
	CX	5,67aC	4,67aC	7,67aC	14,67aD	10,67aC	13,33aD	15,00aD	15,67aD	14,00aC	21,67aD	15,67aC	13,00aD	16,00aD	20,67aD	18,33aD
Q3-125	LV	7,00aD	4,67aD	6,33bC	7,00cD	4,67aD	7,67bE	7,00bE	9,77bD	16,00bD	11,67cC	12,67bD	10,33cE	11,33cF	14,00cD	18,67bE
	RQ	14,00aD	14,33aF	26,67aE	28,67aD	13,00aE	22,67aE	25,67aF	40,33aG	33,33aE	40,00aE	32,00aD	50,67aE	57,67aD	64,44aC	32,00aD
	CX	11,67aC	10,00aC	14,33bC	18,67bD	12,33aC	27,00aC	25,33aC	32,67aC	32,33aB	30,00aC	38,67aA	35,67bB	24,67bC	31,67bC	37,00aC

Fixando-se o dia e o manejo, médias seguidas da mesma letra minúscula (na vertical) não diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ao nível de 5% de significância. Fixando-se o dia e o solo, médias seguidas da mesma letra maiúscula (na vertical) não diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ao nível de 5% de significância.

Tabela 6 – Médias observadas do deslocamento de K^+ para o desdobramento das combinações de solos e os manejos da irrigação em cada nível de tempo (Continuação).

Manejo	Solo	Tempo (Dias)														
		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
Q3-150	LV	11,00aC	9,33aD	11,00bC	10,67aD	8,67aD	16,00bE	14,00bE	20,00bD	22,00bD	15,33bC	16,67bD	21,33bE	21,00bF	27,00bC	29,00aD
	RQ	18,67aD	14,00aF	26,67aE	21,67aD	19,33aE	30,00aE	30,67aF	37,33aG	38,67aE	40,33aE	41,00aD	45,67aE	70,67aC	62,00aC	29,67aE
	CX	9,00aC	8,00aC	13,00bC	14,00aD	8,67aC	13,67bD	19,33bD	23,00bD	19,67bC	23,00bD	24,33bB	24,00bC	14,00bD	20,67bD	19,67aD
Q4-125	LV	59,33bA	52,00bA	65,33bA	74,00bA	49,00bA	84,67bA	94,00bA	68,33bC	161,33aA	74,00aA	64,33aA	121,67aA	121,00aA	92,67aA	100,67aA
	RQ	98,67aA	116,67aA	186,33aA	107,67aA	75,67aB	102,33aB	105,33aB	110,67aC	70,33bC	73,00aC	53,33bC	58,33bD	58,00bD	47,00cD	77,33bC
	CX	37,67cA	35,00cA	55,33bA	57,33cA	37,67cA	52,00cA	59,33cA	66,67bA	49,00cA	57,33bA	45,33bA	57,00bA	57,00bA	81,67bA	59,00cA
Q4-150	LV	32,33bB	33,50bB	34,00cB	51,67bB	38,00bB	63,67aB	57,33bC	71,00aC	53,67aC	64,33aA	45,00aB	61,67aC	52,33aD	55,00aB	70,00aB
	RQ	87,33aB	97,00aB	110,00aB	79,00aB	59,00aC	62,00aD	91,00aC	67,00aE	53,33aD	53,00bD	40,33aD	39,33bF	42,33bE	42,00bD	41,33bD
	CX	20,66cB	19,00cB	50,67bA	44,33bB	37,00bA	55,33aA	47,67bB	51,63bB	41,67bA	43,00bB	39,67aA	39,33bB	33,67bB	47,00bB	38,00bB
Q5-125	LV	17,67bC	28,67bB	41,33bB	53,67bB	32,33bB	54,33bC	69,00bB	99,33bA	61,66bB	65,66bA	51,66bB	69,67bB	77,67bB	69,67bB	98,33bA
	RQ	48,33aC	79,33aC	106,67aB	114,67aA	133,00aA	151,33aA	147,33aA	259,33aA	147,33aA	151,00aA	123,00aA	150,67aA	145,33aA	114,00aA	130,00aA
	CX	12,00bC	17,33cB	27,00cB	31,67cC	26,00bB	47,66bA	32,33cC	52,00cB	30,33cB	39,67cB	36,67cA	56,33cA	39,00cB	50,00cB	29,67cC
Q5-150	LV	20,00bC	33,33bB	41,67bB	42,33aB	35,67bB	54,67bC	68,67aB	84,33aB	51,66aC	64,33aA	49,00aB	59,67bC	64,00aC	61,33aB	66,67aB
	RQ	42,67aC	61,33aD	93,00aC	51,00aC	58,67aC	93,67aC	70,33aD	90,33aD	60,00aD	70,33aC	57,33aC	70,33aC	43,67bE	58,67aC	44,67bD
	CX	11,33bC	16,67cB	26,00cB	18,67bD	22,33cB	28,67cC	35,00bC	39,00bC	37,33bB	38,00bB	28,00bB	32,67cC	31,00cC	38,00bC	42,67bB

Fixando-se o dia e o manejo, médias seguidas da mesma letra minúscula (na vertical) não diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ao nível de 5% de significância. Fixando-se o dia e o solo, médias seguidas da mesma letra maiúscula (na vertical) não diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ao nível de 5% de significância.

Tabela 6 – Médias observadas do deslocamento de K^+ para o desdobramento das combinações de solos e os manejos da irrigação em cada nível de tempo (Fim).

Manejo	Solo	Tempo (Dias)														
		2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
Q6-125	LV	15,00bC	20,67bC	47,00aB	47,00bB	24,67bB	40,00bD	47,33bC	69,00bC	52,33bC	59,00bA	48,00bB	73,33bB	66,67bC	63,67bB	58,33bC
	RQ	25,33aD	55,67aD	48,33aD	83,67aB	56,67aC	110,33aB	140,33aA	178,33aB	82,00aB	95,00aB	99,0aB	92,33aB	98,67aB	98,67aB	89,00aB
	CX	10,67bC	12,00bC	22,67bB	27,33bC	14,33cC	24,33cC	30,67cC	52,33cB	23,00cC	36,67bB	22,33cC	39,33cB	23,00cC	37,00cC	22,33cD
Q6-150	LV	13,67bC	14,00bD	17,33cC	25,67bC	20,33bC	38,33bD	35,00bD	67,00aC	44,00aC	39,00bB	34,33aC	37,00aD	39,33aE	36,67aC	30,00aD
	RQ	22,00aD	34,00aE	42,33aD	52,33aC	36,00aD	57,00aD	58,33aE	55,33bF	43,33aE	47,67aD	43,33aD	42,00aF	36,67aE	43,00aD	26,67aE
	CX	9,00bC	11,00bC	28,00bB	17,33bD	14,67bC	21,67cC	25,67bC	34,33cC	23,33bC	31,00bC	22,00cC	24,00bC	24,67bC	27,00bD	22,00aD
Q7-125	LV	2,33aD	4,00aD	3,67aC	5,33aD	3,00aD	7,33aE	7,00aE	13,00cD	7,00aE	8,67cC	8,00bD	10,33bE	8,67bF	15,00bD	15,00bE
	RQ	5,33aE	5,00aF	5,67aG	10,33aE	10,67aE	12,00aF	13,67aG	26,67bH	17,33aF	22,67bF	22,67aE	35,00aF	28,67aF	38,33aD	41,33aD
	CX	3,67aC	4,33aC	5,00aC	10,33aD	7,67aC	14,67aD	18,33aD	37,33aC	18,33aC	37,33aB	28,33aB	27,67aC	24,67aC	46,00aB	20,33bD
Q7-150	LV	1,67aD	1,67aD	2,00aC	6,00aD	2,67aD	9,00aE	7,67aE	9,33bD	8,00aE	8,67bC	8,33bD	10,00aE	9,33aF	15,33aD	17,67aE
	RQ	2,00aE	3,67aF	1,33aG	5,33aE	4,00aE	7,00aF	7,33aG	10,00bI	7,33aF	10,33bF	9,00bE	11,67aG	10,00aG	19,00aE	10,33aF
	CX	2,00aC	4,00aC	2,33aC	9,00aD	6,67aC	15,67aD	17,67aD	24,00aD	17,00aC	23,33aD	17,67aC	17,00aD	20,00aD	17,67aD	15,67aD

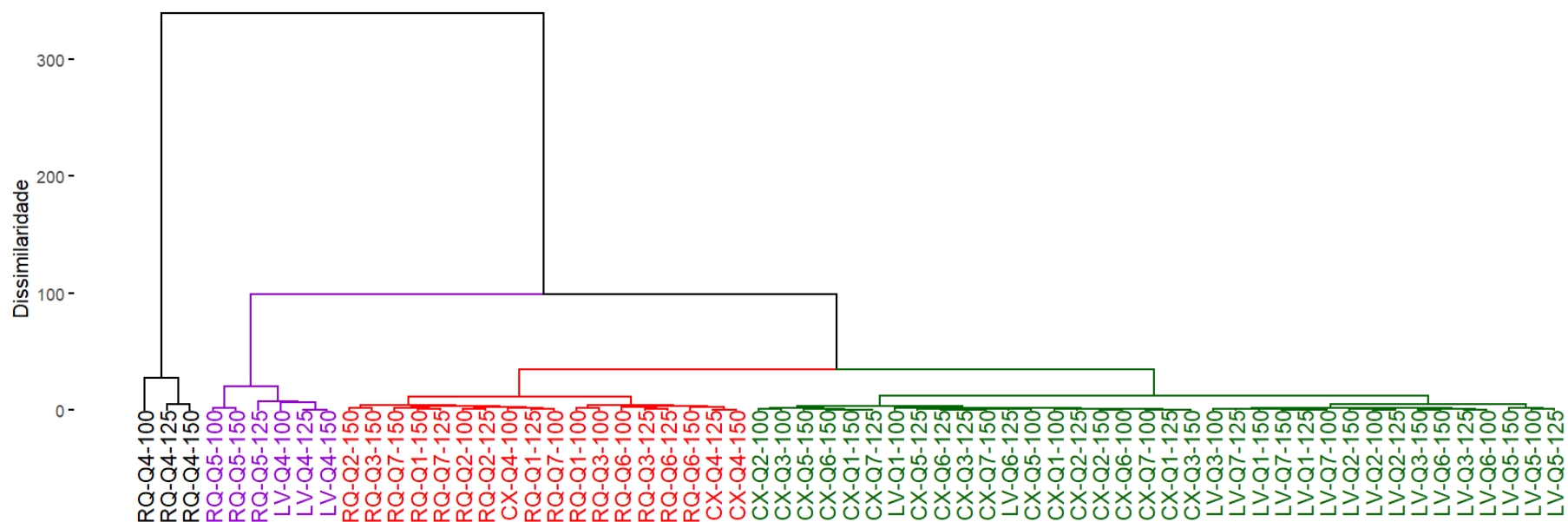
Fixando-se o dia e o manejo, médias seguidas da mesma letra minúscula (na vertical) não diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ao nível de 5% de significância. Fixando-se o dia e o solo, medias seguidas da mesma letra maiúscula (na vertical) não diferem entre si pelo teste de Scott - Knott ao nível de 5% de significância.

Os manejos com reposição de água de 125% apresentaram maior deslocamento de K^+ em comparação aos manejos com reposição de 150%, nos solos CX, LV e RQ (Tabela 6). No caso dos solos LV e CX, o manejo Q4-125 foi o que gerou a maior concentração de K^+ nos volumes percolados, enquanto no solo RQ, o manejo Q5-125 apresentou os maiores teores de K^+ (Tabela 6). Em contrapartida, a irrigação com as soluções Q1, Q2, Q3 e Q7 apresentaram menor deslocamento de K^+ no CX, LV e RQ (Tabela 6).

Observou-se que no RQ, o deslocamento de K^+ foi maior do que no LV e CX, quando aplicadas as soluções Q4, Q5 e Q6 para a reposição de 125 e 150%. Destaca-se que o CX foi o que apresentou os menores teores de K^+ percolados (Tabela 6).

O dendrograma resultante da análise de agrupamento hierárquico (AAH) revelou a formação de quatro grupos distintos em relação na variação da fertilidade dos solos após a aplicação dos diferentes manejos de irrigação, quando cortado na altura 30 da dissimilaridade (Figura 1).

Figura 1 – Dendrograma do agrupamento hierárquico (AAH) das soluções e nível de irrigação no LV, CX e RQ, com base na variação da fertilidade.



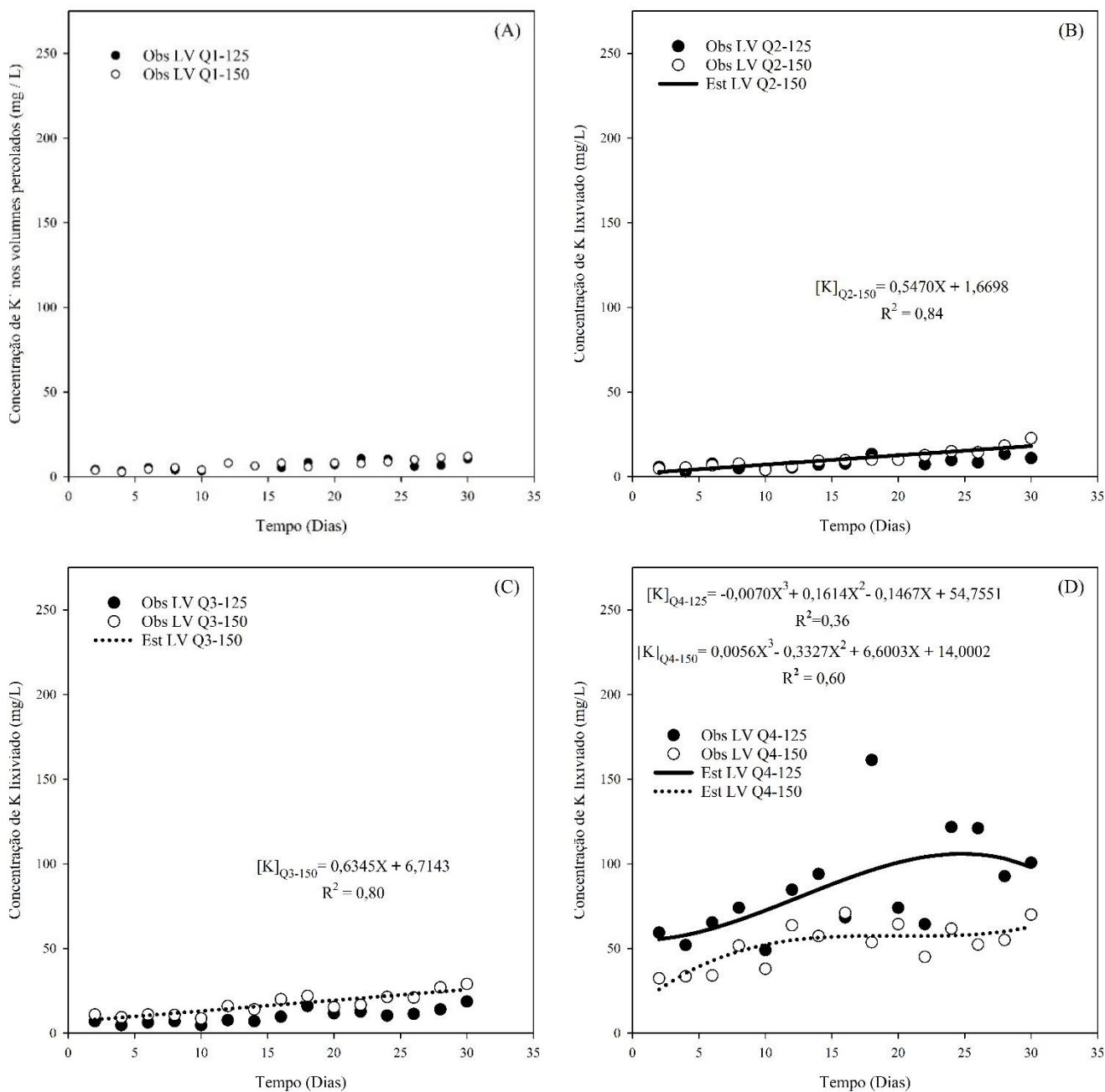
Os grupos foram estabelecidos com base nas variações das concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} e SB nos solos após a aplicação dos diferentes manejos de irrigação. O primeiro grupo destacou-se pelo Q4-100, 125 e 150, que, após aplicação, resultaram nos maiores teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e SB no RQ. No segundo grupo se destacaram o Q4-100, 125 e 150 no solo LV e Q5-100, 125 e 150 no RQ, com variações de Ca^{2+} , Mg^{2+} e SB semelhantes, porém inferiores aos do primeiro grupo. O terceiro grupo foi composto pelos manejos que apresentaram valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e SB menores do que os dos dois grupos anteriores, com destaque para o CX. Quando aplicados Q4-100, 125 e 150, o CX mostrou uma fertilidade similar à dos outros manejos aplicados no RQ, não mencionados anteriormente, em função do menor deslocamento de K^+ no CX em comparação com os demais solos (Tabela 6). Por fim, o quarto grupo foi formado pelos manejos que resultaram nos menores valores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e SB nos solos CX e LV.

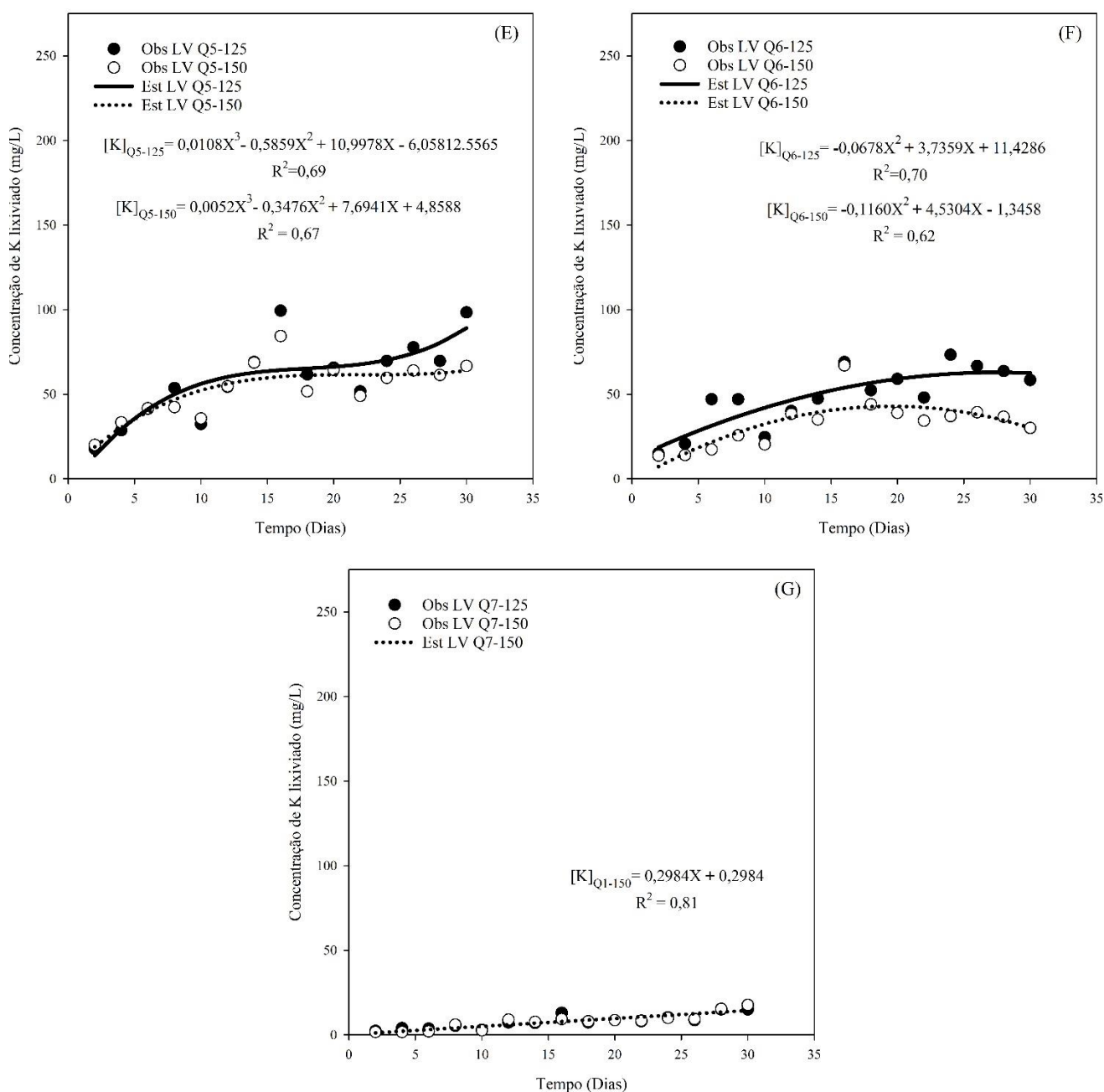
Dessa forma, os solos RQ e LV apresentaram maior variabilidade na fertilidade, especialmente nos manejos com as soluções que possuíam maiores concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , como a solução Q4 (Tabela 4), e maiores concentrações de Na^+ , como a solução Q5 (Tabela 4) no RQ, mesmo quando aplicadas lâminas com reposição de 100%. Além disso, é importante ressaltar que, após a aplicação de todos os manejos de irrigação e em todos os solos avaliados, observou-se uma diminuição nos níveis de P, Al e B. O P, em particular, é geralmente considerado menos móvel, especialmente em solos ácidos, onde tende a se ligar aos óxidos de Fe e Al (OLIVEIRA *et al.*, 2014; ANNAPPA *et al.*, 2024).

Observou-se um incremento nos teores de K^+ nos solos após a aplicação de todos os manejos de irrigação: o K^+ disponível aumentou nos solos CX e RQ (Tabelas de 9 até 14, Apêndice I), enquanto no LV o aumento foi observado apenas em alguns manejos, embora de forma menos expressiva (Tabela 6, 7 e 8 Apêndice I). Esse resultado sugere que o deslocamento de K^+ observado não envolveu apenas o K^+ disponível, mas também o K^+ que não estava prontamente disponível no solo.

Em relação a progressão do deslocamento de K^+ ao longo do tempo, para cada manejo no LV, observou-se que, todos os manejos no LV foram significativos (Figura 1) e apenas os manejos Q1-125 e 150, Q2-125, Q3-125 e Q7-125 não mostraram diferença significativa no deslocamento de K^+ ao longo do tempo como é apresentada na Figura 2.

Figura 2 – Valores médios do deslocamento de K^+ para o desdobramento do tempo, para o LV e os manejos Q1-125 e 150 (A), Q2-125 e 150 (B), Q3-125 e 150 (C), Q4-125 e 150 (D), Q5-125 e 150 (E), Q6-125 e 150 (F), Q7-125 e 150 (G).

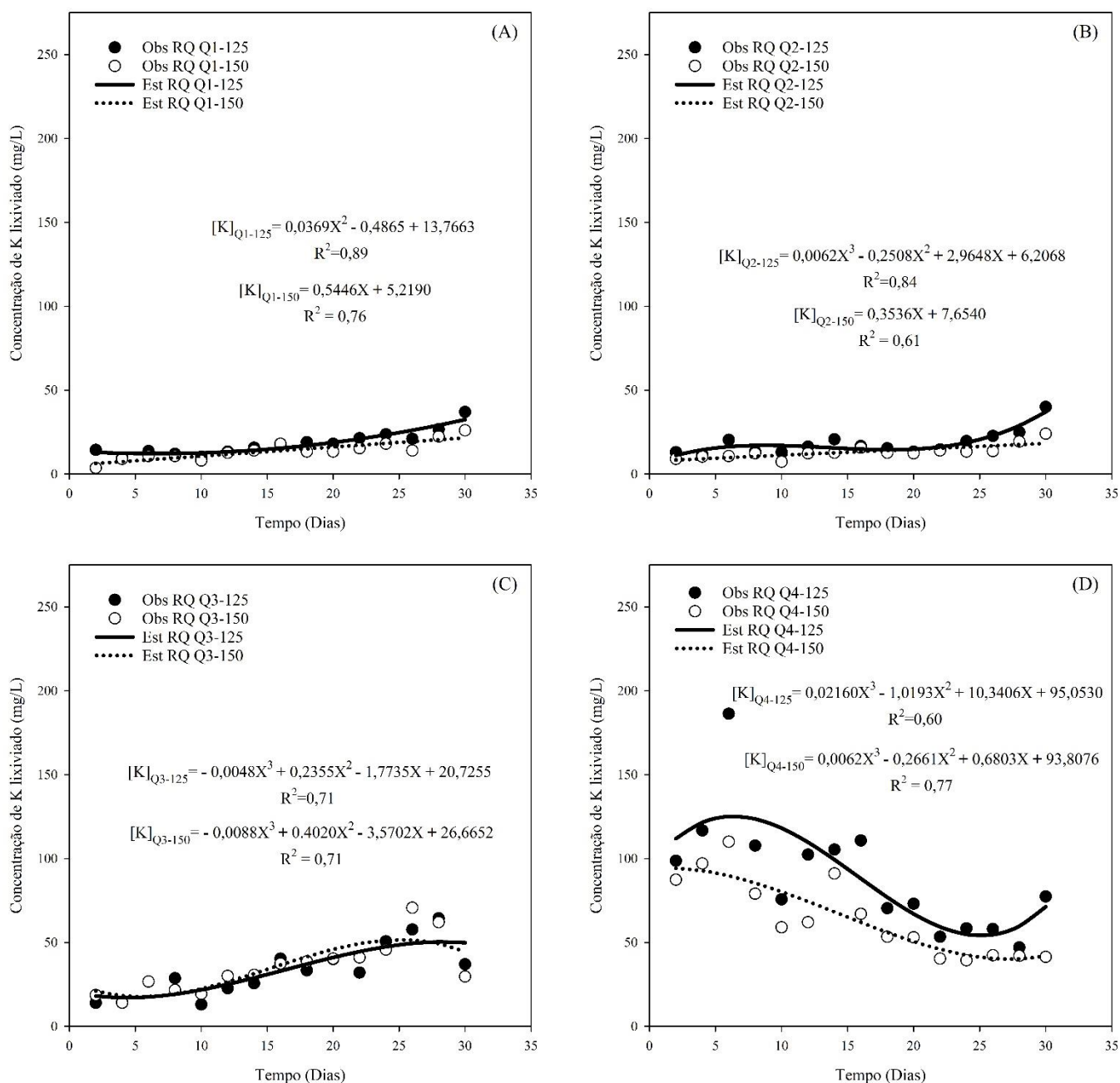


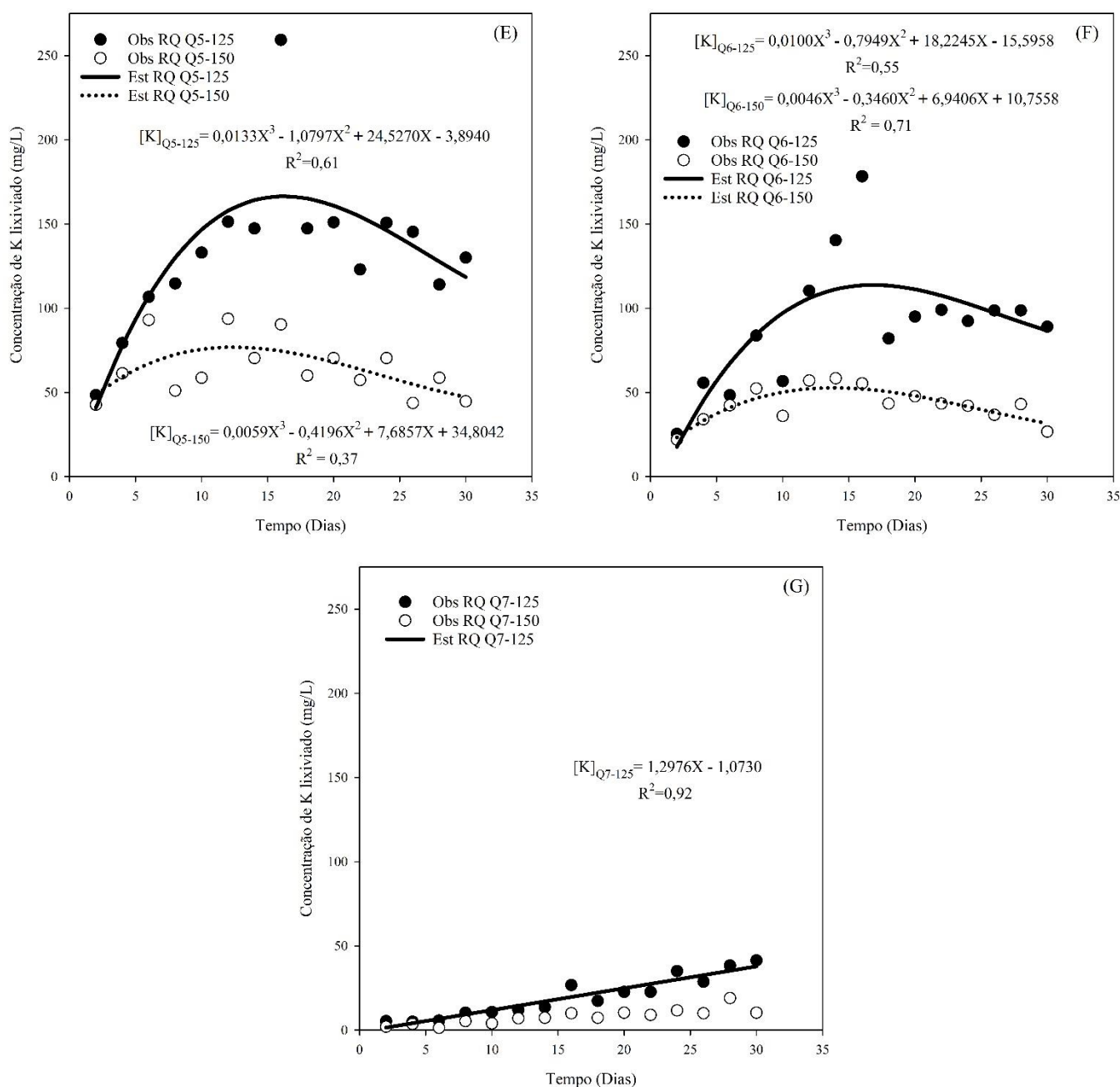


Nos manejos Q2-150, Q3-125 e 150 e Q7-150 no solo LV, observou-se um comportamento semelhante no deslocamento de K^+ ao longo do tempo, com concentração baixas nas primeiras irrigações, havendo aumento ao longo do tempo (Figura 2B, 2C, 2G). Enquanto, nos manejos Q4-125 e 150, Q5-125 e 150, Q6-125 e 150 no LV, observou-se nas primeiras irrigações menores concentrações de K^+ lixiviado, mas aumentavam nas irrigações subsequentes, com uma tendência a diminuir com irrigações após os 30 dias de aplicações nos manejos Q4-125 (Figura 2D), Q6-125 e Q6-150 (Figura 2F) e aumentar nos manejos Q4-150 (Figura 2D), Q5-125 e 150 (Figura 2E).

No RQ o deslocamento de K^+ ao longo do tempo, para cada manejo, observou-se que, todos os manejos mostraram diferencia significativa (Figura 3), e apenas o manejo Q7-150 não mostrou diferencia significativa no deslocamento de K^+ ao longo do tempo como é apresentado na Figura 3G.

Figura 3 – Valores médios para o deslocamento de K^+ para o desdobramento do tempo, para o RQ e os manejos Q1-125 e 150 (A), Q2-125 e 150 (B), Q3-125 e 150 (C), Q4-125 e 150 (D), Q5-125 e 150 (E), Q6-125 e 150 (F), Q7-125 e 150 (G).





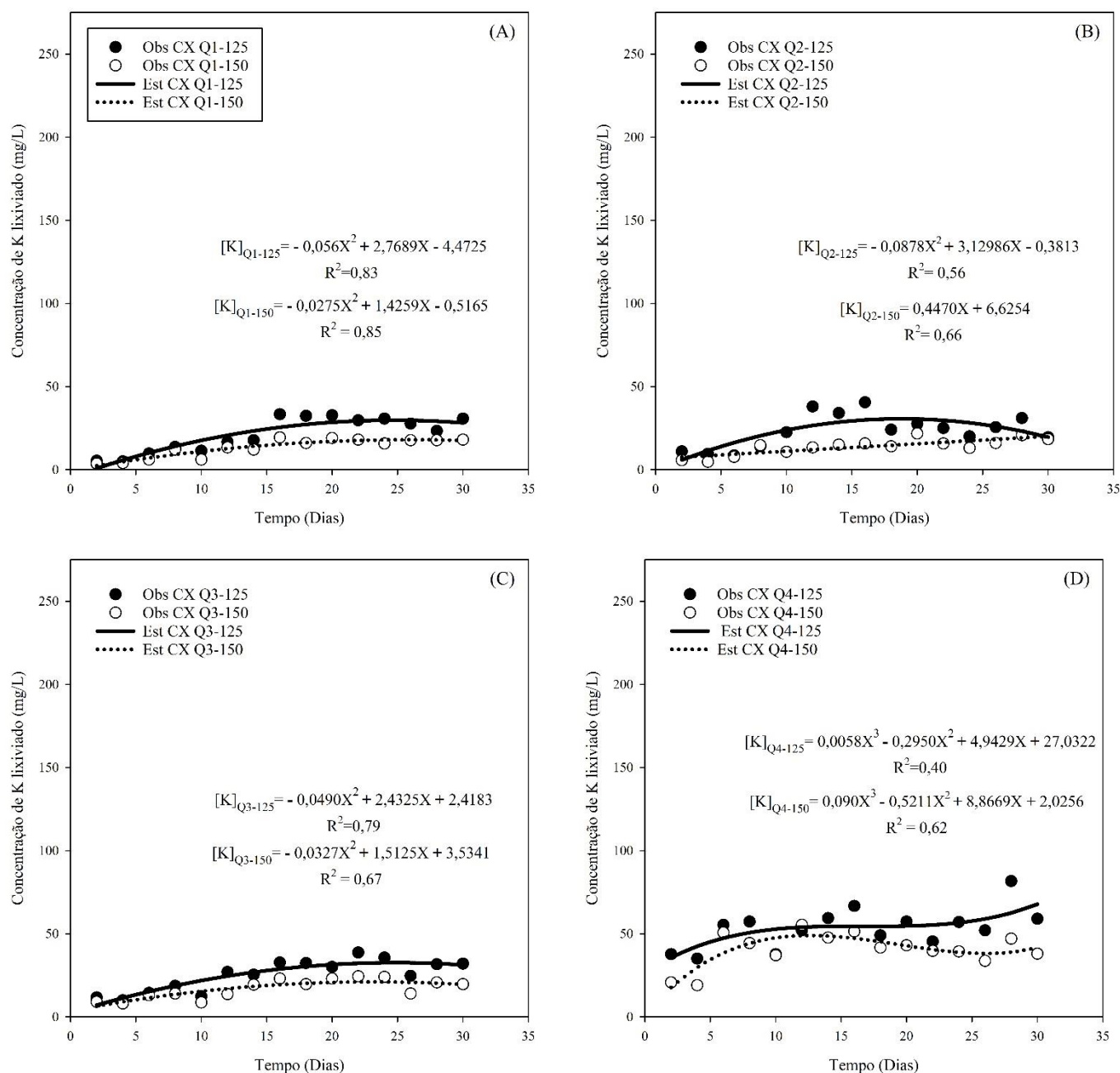
Nos manejos Q125-150, Q2-125-150, Q3-125 e 150, e Q7-125 no solo RQ, observou-se um comportamento semelhante no deslocamento de K^+ ao longo do tempo, com concentrações baixas nas primeiras irrigações, seguidas de um aumento gradual (Figura 3A, 3B, 3C, 3G). Essa tendência sugere que a lixiviação de K^+ se intensifica com o número de irrigações.

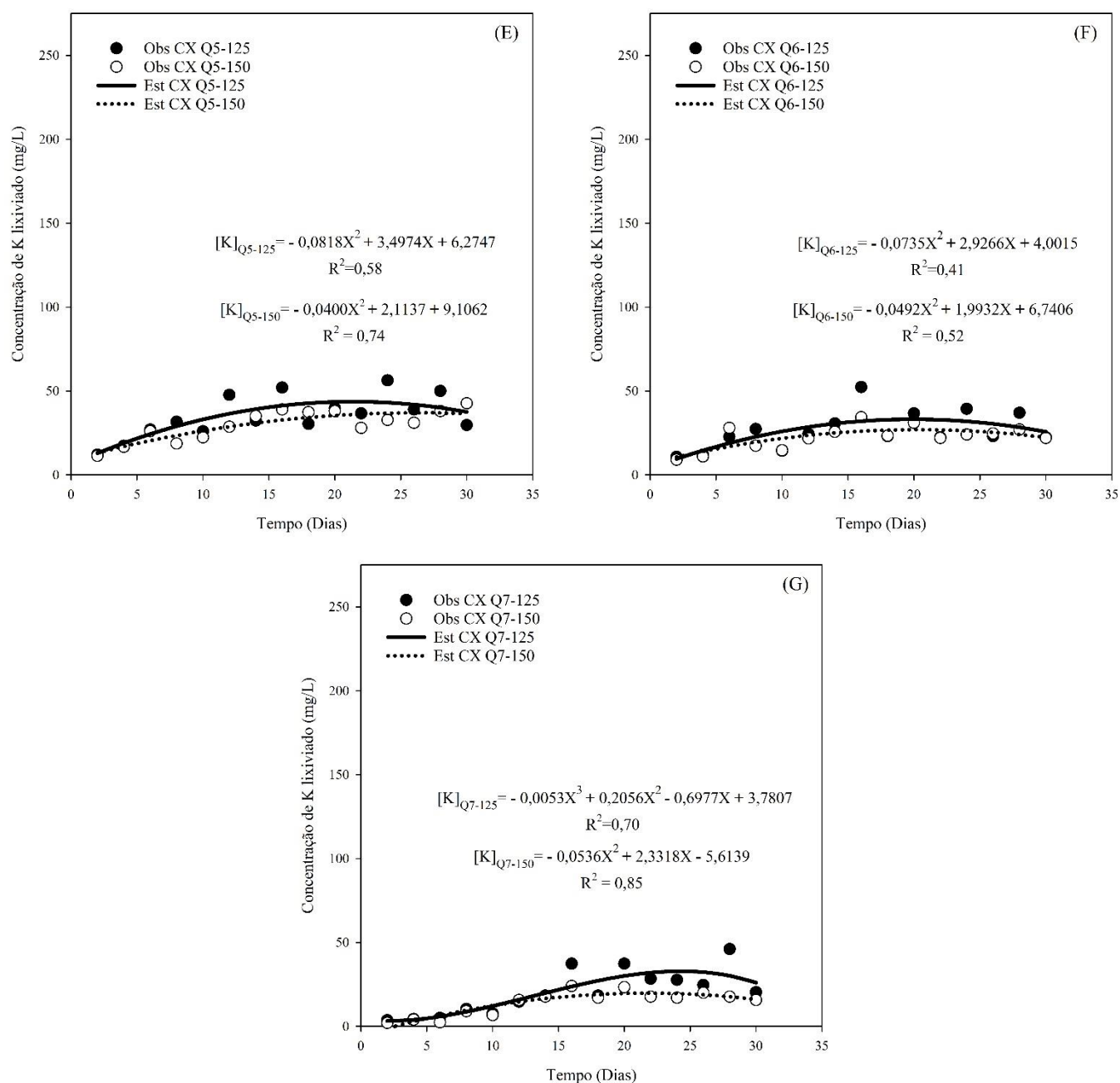
Nos manejos Q4-125 e 150, observou-se que, nas primeiras irrigações, houve altas concentrações de K^+ lixiviado, mas diminuíram nas irrigações seguintes (Figura 3D). Por outro lado, nos manejos Q5-125 e 150, Q6-125 e 150, observou-se um comportamento semelhante no deslocamento do K^+ ao longo do tempo. Nas primeiras irrigações, as concentrações de K^+

lixiviado foram baixas, mas aumentaram nas irrigações seguintes, com uma tendência a diminuir (Figura 3E e 3F).

Para o CX o deslocamento de K^+ ao longo do tempo, para cada manejo, observou-se que, todos os manejos mostraram diferença significativa, como é ilustrado na Figura 4.

Figura 4 – Valores Médios do deslocamento de K^+ para o desdobramento do tempo, para o CX e os manejos Q1-125 e 150 (A), Q2-125 e 150 (B), Q3-125 e 150 (C), Q4-125 e 150 (D), Q5-125 e 150 (E), Q6-125 e 150 (F), Q7-125 e 150 (G).





Nos manejos Q1-125 e 150, Q2-125 e 150, Q3-125 e 150, Q5-125 e 150, Q6-125 e Q6-150, e Q7-125 e 150 no solo CX, observou-se um comportamento similar no deslocamento de K^+ ao longo do tempo, com concentrações baixas nos volumes percolados nas primeiras irrigações, seguidas de um aumento gradual, com uma tendência de diminuição nas últimas irrigações, conforme mostrado nas Figuras 4A, 4B, 4C, 4E, 4F e 4G. Já para os manejos Q4-125 e 150, o deslocamento de K^+ inicialmente foi baixo, seguido por um aumento gradual ao longo do tempo, com uma tendência de maior deslocamento caso a aplicação seja continuada após os 30 dias (Figura 4D).

De acordo com Rosolem *et al.* (2006), a intensidade da lixiviação de K^+ no perfil do solo está relacionada à granulometria, à quantidade de fertilizante potássico aplicado e à lâmina de irrigação. Nesse contexto, o maior deslocamento de K^+ nos manejos com reposição de água de 125% pode ser atribuído às características específicas de cada solo, como granulometria (Tabela 1), mineralogia (Tabela 3) e quantidade de K^+ disponível em cada solo (Tabela 2). Além disso, ao aplicar as soluções com reposição de 150%, observou-se que a solução fluía mais rapidamente pela coluna, o que fazia com que a coleta de percolado fosse mais rápida. Isso pode ter reduzido o tempo de contato dos íons presentes nas soluções do solo com os minerais do solo, levando a uma lixiviação menos intensa de K^+ .

Flores *et al.* (2022) investigaram o efeito da aplicação de fertilizante potássico (cinco doses de potássio: 0, 50, 100, 150 e 200 kg ha⁻¹) e diferentes lâminas de irrigação (50, 100, 150 e 200% da lâmina de irrigação obtida na capacidade de campo) sobre o potencial de lixiviação de K^+ em solos com diferentes granulometrias (franco-arenoso, franco-argiloso arenoso e argila). Concluíram que maiores aplicações de água não necessariamente resultam em maiores perdas de K, devido às características físicas dos solos, como a granulometria, e que houve menor lixiviação do solo franco-argilosos em relação ao solo franco-arenoso.

Quanto ao manejo Q4-125 ter deslocado maior K^+ nos solos LV e CX, pode ser atribuído ao fato de a solução Q4 apresentar altas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , além de baixas concentrações de Na^+ (Tabela 4), o que provavelmente levou a uma saturação dos sítios de absorção livres do LV e CX. Consequentemente, isso pode ter intensificado a competição entre o K^+ do solo e os íons presentes na água de irrigação aplicada (LU *et al.* 2022). Além disso, após a aplicação desse manejo, as análises de fertilidade mostraram que, no CX e LV, houve um aumento de 112% e 787% para o Ca^{2+} , e de 254% e 1270% para o Mg^{2+} , respectivamente (Tabela 8 e 11 Apêndice I). Esses resultados sugerem que a presença elevada desses cátions na solução aplicada pode ter aumentado a competição com o K^+ , o que, por sua vez, pode ter contribuído para o aumento das concentrações de K^+ nos percolados nesse manejo ao longo do tempo como foi observado nas Figura 2D e Figura 4D para o CX e LV respectivamente.

O manejo Q5-125 pode ter apresentado maiores concentrações de K^+ nos volumes percolados no RQ devido às características da solução Q5, que continha altas concentrações de Na^+ e baixas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} (Tabela 4), o que pode ter promovido um forte efeito competitivo entre o Na^+ e o K^+ pelos sítios de troca catiônica no solo devido ao gradiente de concentração de Na^+ . Segundo Levy e Assouline (2010) a alta concentração de Na^+ não afeta apenas a estrutura e as propriedades hidráulicas de alguns solos, mas também pode alterar seu equilíbrio iônico. Como o Na^+ é um cátion monovalente mais solúvel do que outros cátions, ele

pode gradualmente deslocar tanto cátions monovalentes quanto multivalentes no solo. O acúmulo de Na^+ na solução do solo pode, assim, dominar a capacidade de troca catiônica, prejudicando a retenção de outros cátions no solo (Assouline *et al.*, 2015). Além disso o efeito de substituição é mais acentuado em solos com baixa CTC, como o Neossolo Quartzarênico, que apresenta uma CTC de apenas $2,41 \text{ cmolc dm}^{-3}$ antes da aplicação do manejo, o que implica uma capacidade reduzida de retenção de cátions (Freitas *et al.*, 2017), essa característica favorece a competição entre o Na^+ presente na solução e o K^+ do solo, aumentando o deslocamento do K^+ ao longo do tempo, como observado na Figura 3 E.

Saygin *et al.* (2023) investigaram o transporte de solutos em solos argilosos carbonáticos não perturbados, provenientes de regiões áridas, sob diferentes condições de qualidade da água (água da torneira e água sódica) e irrigação (duas taxas de fluxo de água de $4,20 \text{ cm h}^{-1}$ e $2,10 \text{ cm h}^{-1}$). Os resultados mostraram que a irrigação com água de elevada concentração de Na^+ pode intensificar a competição por cátions, reduzindo ainda mais a retenção de K^+ , já que o Na^+ na solução do solo pode aumentar o potencial osmótico e diminuir as forças atrativas de van der Waals, o que favorece a liberação de K^+ fixado nos coloides do solo por meio do processo de troca coloidal. Além disso, os autores observaram que a maior quantidade de K^+ lixiviado ocorreu com a aplicação lenta de água, especialmente quando se utilizou água sódica.

Já para os manejos de irrigação que mostraram menor teor de K^+ lixiviado nos solos, pode ter ocorrido em função da baixa concentração de Ca^{2+} nas soluções Q1 e Q2, e pelas baixas concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ nas soluções Q3, além da utilização de água deionizada na solução Q7 (Tabela 4). Essas condições provavelmente resultaram em uma menor competição entre os cátions presentes nessas soluções e o K^+ disponível nos solos estudados. Além disso, após a aplicação dessas soluções, nos níveis de irrigação de 125 e 150%, no LV, as concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo diminuíram, com exceção do Ca^{2+} , que aumentou 20% no manejo Q2-125 e 40% no manejo Q2-150 (Tabela 8 e 9, Apêndice I). No CX, o Ca^{2+} aumentou e o Mg^{2+} diminuiu para esses manejos (Tabela 11 e 12, Apêndice I). Já no RQ, tanto o Ca^{2+} quanto o Mg^{2+} aumentaram nesses manejos de irrigação, sendo que o Ca^{2+} diminuiu apenas nos manejos Q7-125 e Q7-150 (Tabela 14 e 15, Apêndice I). Portanto, essas soluções não favoreceram uma forte competição entre os cátions presentes nas soluções e o K^+ do solo, resultando em menor deslocamento de K^+ , o que corrobora a semelhança no deslocamento do K^+ ao longo do tempo, para estes manejos no LV (Figura 2A, 2B, 2C e 2G), RQ (Figura 3A, 3B, 3C e 3G) e no CX (Figuras 4A, 4B, 4C e 4G). Além disso a similaridade da fertilidade destes manejos para os solos LV, CX e RQ pode ser observada na Figura 1.

Quando comparados os solos, as soluções Q4, Q5 e Q6 podem ter deslocado maior K^+ no RQ por este possuir uma CTC mais baixa em relação ao LV e CX (Tabela 2), o que favorece uma competição mais intensa entre os cátions presentes nas soluções e o K^+ disponível no solo. Além disso, segundo Werle *et al.* (2008) os solos com maior teor de argila, como o LV (Tabela 1), as perdas de potássio tendem a ser mais uniformes com o tempo, mostrando baixa alteração entre os dados. Assim, a lixiviação é mais intensa em solos arenosos como o RQ (Tabela 1), o que resulta em maiores perdas de K^+ . Ademais, segundo Freitas *et al.* (2017), a presença de caulinita pode favorecer a sorção de K^+ , especialmente na camada superficial do solo (0–20 cm), pela presença de íons negativos. Isso é particularmente relevante no LV, que apresentam uma porcentagem significativa desse mineral (Tabela 3). Esses fatores podem ter contribuído para o menor deslocamento de K^+ nas soluções aplicadas no LV em comparação com o RQ.

Por outro lado, o menor deslocamento de K^+ no CX, em comparação ao RQ e ao LV, quando aplicadas essas soluções, pode ser atribuído à presença da caulinita (Tabela 3) combinada ao maior teor de argila (Tabela 1), fatores que, como mencionado anteriormente, favorecem a retenção de K^+ e reduzem seu deslocamento. Além disso, o CX pode apresentar uma menor afinidade para reter o Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes nas soluções aplicadas, já que após a aplicação dos manejos, especialmente nos tratamentos Q4-125 e Q4-150, observou-se que os aumentos percentuais de Ca^{2+} e Mg^{2+} no CX foram inferiores aos registrados no RQ e no LV. No CX, os incrementos foram de 112% e 99% para Ca^{2+} , enquanto no RQ atingiram 638% e 877%, e no LV, 787% e 827%. Quanto ao Mg^{2+} , os aumentos no CX foram de 254% e 262%, enquanto no RQ foram de 5936% e 5567%, e no LV, 1270% e 1260% (Tabelas 8, 9, 11, 12, 14 e 15, Apêndice I). Esses resultados sugerem que o RQ e o LV apresentaram maior preferência para reter o Ca^{2+} e o Mg^{2+} presentes nas soluções aplicadas em comparação ao CX, o que pode ter contribuído para o menor deslocamento de K^+ neste último solo. Isso corrobora a similaridade da fertilidade deste solo, quando aplicado este manejo, em comparação com os demais manejos aplicados no RQ, como observado no dendrograma para o grupo 3 (Figura 1).

Mendes *et al.* (2016) investigaram a lixiviação de K^+ em solos argilosos e arenosos sob lâminas crescentes de irrigação (50, 100, 150 e 200% da quantidade de água necessária para levar o solo à capacidade de campo), utilizando o cloreto de potássio, com 58% de K_2O , como fonte K^+ . Os autores observaram que solos arenosos tendem a apresentar maior lixiviação de K, em comparação com solos argilosos devido à alta CTC dos solos argilosos. Além disso, os autores ressaltaram que o solo arenoso utilizado apresentou maior concentração de Ca^{2+} e Mg^{2+} em comparação ao solo argiloso, o que pode ter favorecido a permanência do K^+ na solução do solo arenoso, uma vez que os colóides do solo têm maior afinidade por reter Ca^{2+} e Mg^{2+} .

4. CONCLUSÕES

A reposição de água de 125% resultou em um maior deslocamento de K^+ nos manejos e ao longo do tempo, e em todos os solos avaliados. Principalmente nos tratamentos de RAS baixa e CE alta e RAS alta e CE alta, que resultaram em maiores teores de K^+ disponível no lixiviado pela coluna de solo, incluindo o K^+ não trocável, seguindo a ordem RQ, LV e CX. Tal cenário pode comprometer a fertilidade dos solos, especialmente quando a fertilização com K^+ não é realizada de forma adequada, além de representar um risco potencial para a contaminação das águas subterrâneas.

Os tratamentos com 50 e 150 mg L⁻¹ de CaCO₃, com a pequena fração limitada à solubilidade, RAS baixa e CE baixa, classificada de baixa qualidade para irrigação quando aplicada em solos, expansíveis, quando utilizadas as reposições de água de 125 e 150% da quantidade de água necessária para levar o solo à capacidade de campo, não resultaram em perdas significativas de K^+ , apresentando um aumento gradual do deslocamento desse íon ao longo do tempo, sendo mais uniforme no LV e com tendência de aumento no RQ e CX. No entanto, não é recomendável realizar irrigação acima da capacidade de retenção de água dos solos, pois isso pode levar a perdas de outros íons essenciais.

As reposições de 125 e 150% da quantidade de água necessária para levar o solo à capacidade de campo, pode ser prejudicial à fertilidade dos solos, especialmente no RQ e LV, quando utilizado águas com baixa RAS e alta CE, ou RAS alta e CE alta, que são classificadas como de qualidade baixa para irrigação. Por outro lado, os tratamentos com 50 e 150 mg L⁻¹ de CaCO₃, RAS baixa e CE baixa e RAS e CE em níveis intermediários aos demais tratamentos com 2 dS m⁻¹ e 15 mmolc⁻¹L^{0,5}, mostraram ser menos prejudiciais, mesmo quando aplicadas as reposições de água de 100, 125 e 150% da quantidade de água necessária para levar o solo à capacidade de campo, principalmente no solo CX e LV, uma vez que resultaram em uma fertilidade do solo semelhante. Destaca-se, que o teor de P nos três solos avaliados diminuiu em todas as soluções de sais e níveis de irrigação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (processo nº 001) e pela concessão da bolsa de pesquisa, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado

de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo financiamento deste projeto de pesquisa (processo nº APQ-00019-22).

FINANCIAMENTO

Este trabalho foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) [Processo nº 001]; e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) [Processo nº APQ-00019-22].

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, O. **Qualidade da água de irrigação**. EMBRAPA mandioca e fruticultura, 2010.
- ANA, (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Brasília, 2017.
- ANDRADE, A. F. DE *et al.* K Dynamics in the Soil–Plant System for Sugarcane Crops: A Current Field Experiment Under Tropical Conditions. **Sugar Tech**, v. 23, n. 6, p. 1247–1257, 16 dez. 2021.
- ANDRADE, J. F. C.; DE OLIVEIRA, L. F. C.; SILVA, J. R. M. E. Evaluation of Infiltration Models with Different Numbers of Adjustment Parameters in an Oxisol with Application of Wastewater at the Different Concentrations. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 8, p. 323, 30 ago. 2021.
- ANNAPPA, N. N. *et al.* Soil Phosphorus Distribution across Diverse Land Use Systems: A Comprehensive Review. **Journal of Scientific Research and Reports**, v. 30, n. 6, p. 352–364, 8 maio 2024.
- ASSOULINE, S. *et al.* Balancing water scarcity and quality for sustainable irrigated agriculture. **Water Resources Research**, v. 51, n. 5, p. 3419–3436, 8 maio 2015.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. 1. ed. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.
- AZZAWI, W. A. *et al.* Effects of Potassium Availability on Growth and Development of Barley Cultivars. **Agronomy**, v. 11, n. 11, p. 2269, 10 nov. 2021.
- BEUTLER, A. N. *et al.* Resistência à penetração e permeabilidade de latossolo vermelho distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 167–177, mar. 2001.
- DA SILVA ALMEIDA, A. E. *et al.* Iron removal by fixed-bed adsorption with thermochemically treated *Lithothamnium calcareum* algae. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101888, nov. 2021.

DAMALAS, C. A.; KOUTROUBAS, S. D. Potassium supply for improvement of cereals growth under drought: A review. **Agronomy Journal**, v. 116, n. 6, p. 3368–3382, 2 nov. 2024.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039–1042, dez. 2011.

FLORES, R. A. *et al.* Does Soil Granulometry Influence Leaching Rates of Potassium Even after Administration of Increasing Irrigation Depths **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 53, n. 4, p. 478–493, 21 fev. 2022.

FREITAS, J. M. A. S. *et al.* Potassium adsorption in soil cultivated with sugarcane. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 1, p. 541–555, 16 out. 2017.

HAGAGE, M. *et al.* Monitoring soil salinization and waterlogging in the northeastern Nile Delta linked to shallow saline groundwater and irrigation water quality. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 27838, 13 nov. 2024.

JALALI, M. Effect of saline-sodic solutions on column leaching of potassium from sandy soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 57, n. 4, p. 377–390, 27 jun. 2011a.

JALALI, M. Effect of saline-sodic solutions on column leaching of potassium from sandy soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 57, n. 4, p. 377–390, 27 jun. 2011b.

KLOPP, H. W. *et al.* Development of functions to predict soil hydraulic properties that account for solution sodicity and salinity. **CATENA**, v. 204, p. 105389, set. 2021.

KLOPP, H. W.; DAIGH, A. L. M. Soil hydraulic model parameters and methodology as affected by sodium salt solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, n. 2, p. 354–370, 28 mar. 2020a.

KLOPP, H. W.; DAIGH, A. L. M. Measured saline and sodic solutions effects on soil saturated hydraulic conductivity, electrical conductivity and sodium adsorption ratio. **Arid Land Research and Management**, v. 34, n. 3, p. 264–286, 2 jul. 2020b.

LEMOES, R. C. DE; SANTOS, R. D. DOS. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1996.

LEVY, G. J.; ASSOULINE, S. Physical Aspects. Em: **Treated Wastewater in Agriculture**. [s.l.] Wiley, 2010. p. 306–327.

LIU, J. *et al.* Achieving sustainable irrigation water withdrawals: global impacts on food security and land use. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 10, p. 104009, 1 out. 2017.

LIU, X. *et al.* Assessment of Nutrient Leaching Losses and Crop Uptake with Organic Fertilization, Water Saving Practices and Reduced Inorganic Fertilizer. **Phyton**, v. 92, n. 5, p. 1555–1570, 2023.

LU, D. *et al.* Comparison of potential potassium leaching associated with organic and inorganic potassium sources in different arable soils in China. **Pedosphere**, v. 32, n. 2, p. 330–338, abr. 2022.

Mélo, R. F. DE; Coelho, R. D.; Teixeira, M. B. Entupimento de gotejadores convencionais por precipitados químicos de carbonato de cálcio e magnésio, com quatro índices de saturação de langelier. **IRRIGA**, v. 13, n. 4, p. 525–539, 18 dez. 2008.

MENDES, W. DA C. *et al.* Potassium leaching in different soils as a function of irrigation depths. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 11, p. 972–977, nov. 2016.

MOHAMED, A. M. *et al.* New application to remediate drinkable groundwater from excess of hardness ions by using sodalite bearing modified illite. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, n. 5, p. 2277–2290, 8 maio 2023.

MUNIZ, G. L.; DUARTE, F. V.; OLIVEIRA, S. B. DE. Aplicação de coagulante natural no abrandamento de água calcária do Aquífero Bambuí, Norte de Minas Gerais, Brasil. **Ambiência**, v. 14, n. 2, 2018.

NEVES, L. S. DAS; ERNANI, P. R.; SIMONETE, M. A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 25–32, fev. 2009.

OLIVEIRA, J. P. M. DE *et al.* Alterações químicas e avaliação de P disponível na região adjacente aos grânulos de superfosfato triplo e diamônio fosfato em solos ácidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1526–1536, out. 2014.

OLIVEIRA, L. L. P. *et al.* Water retention in Cambisols under land uses in semiarid region of the Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 189, p. 104483, jun. 2021.

ORTEL, C. C.; ROBERTS, T. L.; RUPE, J. C. A review of the interaction between potassium nutrition and plant disease control. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 7, n. 2, 25 jun. 2024.

PEKER, A. E.; ÖZTÜRK, H. S.; MAMEDOV, A. I. The Effect of Sodic Water Type on the Chemical Properties of Calcareous Soil in Semi-Arid Irrigated Land. **Soil Systems**, v. 8, n. 1, p. 10, 12 jan. 2024.

PERRET, S. R.; PAYEN, S. Irrigation and the environmental tragedy: pathways towards sustainability in agricultural water use. **Irrigation and Drainage**, v. 69, n. 2, p. 263–271, 28 abr. 2020.

PORTUGAL, A. F. *et al.* Atributos químicos e físicos de um cambissolo háplico Tb distrófico sob diferentes usos na Zona da Mata Mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 249–258, fev. 2008.

PRIYADARSHI, N. Sodium in Natural Waters. Em: **Water Encyclopedia**. [s.l.] Wiley, 2004. p. 551–553.

RAMOS, H. MORAES M. *et al.* Atributos físico-hídricos de um neossolo quartzarênico sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 14, n. 2, p. 3968–3975, 30 jun. 2020.

ROSOLEM, C. A. *et al.* Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 6, p. 1033–1040, jun. 2006.

ROSOLEM, C. A. *et al.* Potassium Leaching as Affected by Soil Texture and Residual Fertilization in Tropical Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, n. 16, p. 1934–1943, 4 ago. 2010.

ROSOLEM, C. A.; STEINER, F. Effects of soil texture and rates of K input on potassium balance in tropical soil. **European Journal of Soil Science**, v. 68, n. 5, p. 658–666, 7 set. 2017.

SAYGIN, S. D. *et al.* Solute transport through undisturbed carbonatic clay soils in dry regions under differing water quality and irrigation patterns. **Geoderma**, v. 434, p. 116489, jun. 2023.

SHARMA, S. *et al.* Review of Water Crisis and Managerial Scope in India. **Ecology, Environment and Conservation**, v. 28, n. 08, p. S74–S79, 2022.

SIDHU, S. K.; ZOTARELLI, L.; SHARMA, L. K. A review of potassium significance and management approaches in potato production under sandy soils. **Journal of Sustainable Agriculture and Environment**, v. 3, n. 2, 14 jun. 2024.

SILVA, A. A.; CASTRO, S. S. Macro and micromorphologic indicators of physical clayey red latosol cultivated with sugarcane. **Mercator**, v. 14, n. 3, p. 169–185, 15 dez. 2015.

SILVA, A. M. DA *et al.* Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1811–1820, dez. 2009.

TAS, I.; YILDIRIM, Y. E.; GOKALP, Z. The effect of excessive sodium-containing irrigation waters on soil infiltration rate. **Current Trends in Natural Sciences**, v. 11, n. 22, p. 19–28, 31 dez. 2022.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.

TÖYSÄ T. Regional K buffer in organic and mineral soils and their associations with estimated cation exchange capacity, pH, groundwater silicon and some environmental factors in continental Finland 1986-90 with discussion on inorganic carbon. **Biomedical Journal of Scientific & Technical Research**, v. 20, n. 3, 9 ago. 2019.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2297–2305, dez. 2008.

APÊNDICE I

Tabela 7 – Análise química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções para o 100% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	LV-Q1	LV-Q2	LV-Q3	LV-Q4	LV-Q5	LV-Q6	LV-Q7
C Orgânico	2,10	2,30	2,20	2,27	1,99	2,02	1,92
pH	4,40	4,70	4,40	4,60	4,90	5,00	4,50
P	1,15	1,27	1,15	1,04	1,15	1,38	1,15
K	44,00	47,00	40,00	59,00	76,00	61,00	45,00
Ca	0,09	0,18	0,10	1,07	0,20	0,10	0,05
Mg	0,04	0,06	0,09	0,97	0,15	0,09	0,05
Al	1,27	1,04	1,27	0,58	0,69	0,81	1,27
H+Al	6,40	8,80	14,20	5,00	7,20	6,10	6,80
B	0,11	0,10	0,11	0,12	0,11	0,13	0,14
Cu	1,20	1,70	1,68	1,74	1,75	1,63	1,73
Fe	52,33	130,10	139,79	139,59	131,63	127,27	140,45
Mn	3,76	5,88	5,85	7,27	5,75	5,66	5,10
Zn	1,64	1,57	1,54	1,82	2,03	1,79	1,38
SB	0,24	0,36	0,29	2,19	0,54	0,35	0,22
CTC	6,64	9,16	14,49	7,19	7,74	6,45	7,02
V	3,65	3,93	2,02	30,47	7,03	5,37	3,09
K ¹	1,69	1,31	0,71	2,10	2,51	2,42	1,64
Ca ¹	1,35	1,97	0,69	14,88	2,58	1,55	0,76
Mg ¹	0,60	0,66	0,62	13,49	1,94	1,40	0,70
Hal ¹	96.35	96.07	97.98	69.53	92.97	94.63	96.91
Ca/Mg ²	2.25	3.00	1.11	1.10	1.33	1.11	1.08
Ca/K ²	0.80	1.50	0.98	7.09	1.03	0.64	0.46
Mg/K ²	0.36	0.50	0.88	6.43	0.77	0.58	0.43
Carbono total	2.10	2.30	2.20	2.27	1.99	2.02	1.92

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 8 – Análise química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções para o 125% de reposição de água

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	LV-Q1	LV-Q2	LV-Q3	LV-Q4	LV-Q5	LV-Q6	LV-Q7
C Orgânico	1,85	1,68	1,90	1,97	1,83	1,82	1,95
pH	4,60	4,60	4,40	4,50	5,00	4,90	4,50
P	1,50	1,27	1,27	1,15	0,92	1,15	1,27
K	46,00	40,00	40,00	42,00	45,00	51,00	63,00
Ca	0,10	0,18	0,11	1,33	0,25	0,13	0,08
Mg	0,04	0,04	0,10	1,37	0,16	0,11	0,06
Al	1,27	1,15	1,27	0,58	0,58	0,92	1,27
H+Al	8,80	6,40	6,10	9,90	8,40	6,10	14,20
B	0,14	0,15	0,14	<0,100	<0,100	0,10	0,14
Cu	1,79	1,62	1,60	1,65	1,97	1,44	1,78
Fe	141,85	131,50	131,52	137,29	151,01	100,50	133,14
Mn	5,59	4,42	4,84	5,13	4,87	3,89	5,06
Zn	1,45	1,44	1,75	1,60	1,82	1,33	1,89
SB	0,26	0,32	0,31	2,81	0,52	0,37	0,30
CTC	9,06	6,72	6,41	12,69	8,92	6,47	14,50
V	2,84	4,79	4,83	22,13	5,84	5,71	2,05
K ¹	1,30	1,52	1,60	0,85	1,29	2,02	1,11
Ca ¹	1,10	2,68	1,72	10,48	2,76	1,99	0,53
Mg ¹	0,44	0,60	1,51	10,80	1,79	1,70	0,41
Hal ¹	97,16	95,21	95,17	77,87	94,16	94,29	97,95
Ca/Mg ²	2,50	4,50	1,13	0,97	1,54	1,17	1,31
Ca/K ²	0,85	1,76	1,08	12,38	2,14	0,99	0,48
Mg/K ²	0,34	0,39	0,95	12,75	1,39	0,84	0,37
Carbono total	1,85	1,68	1,90	1,97	1,83	1,82	1,95

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 9 – Análise química do Latossolo Vermelho, após a aplicação das soluções para o 150% de reposição de água

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	LV-Q1	LV-Q2	LV-Q3	LV-Q4	LV-Q5	LV-Q6	LV-Q7
C Orgânico	2,00	1,92	2,10	2,12	2,02	1,89	2,10
pH	4,50	4,60	4,50	4,50	4,90	5,00	4,40
P	1,50	1,27	1,15	1,15	1,15	1,50	1,38
K	65,00	56,00	65,00	46,00	53,00	46,00	60,00
Ca	0,13	0,21	0,12	1,39	0,29	0,15	0,07
Mg	0,06	0,05	0,11	1,36	0,29	0,12	0,06
Al	1,15	1,15	1,04	0,69	0,20	0,69	1,27
H+Al	6,10	5,80	11,50	10,40	7,50	9,30	8,80
B	0,17	0,12	0,11	0,11	0,12	0,11	0,18
Cu	2,07	1,84	1,73	1,67	1,80	1,67	1,81
Fe	138,79	145,03	132,76	140,11	142,55	134,27	141,38
Mn	5,55	5,61	5,42	5,96	5,46	4,86	5,44
Zn	2,42	1,58	1,83	1,53	1,73	1,70	1,57
SB	0,35	0,40	0,40	2,87	0,72	0,39	0,28
CTC	6,45	6,20	11,90	13,27	8,22	9,69	9,08
V	5,47	6,50	3,33	21,61	8,71	3,99	3,08
K ¹	2,58	2,31	1,40	0,89	1,65	1,21	1,69
Ca ¹	2,01	3,39	1,01	10,48	3,53	1,54	0,76
Mg ¹	0,88	0,81	0,92	10,25	3,53	1,24	0,63
Hal ¹	94,53	93,50	96,67	78,39	91,29	96,01	96,92
Ca/Mg ²	2,28	4,20	1,09	1,02	1,00	1,24	1,21
Ca/K ²	0,78	1,47	0,72	11,82	2,14	1,27	0,45
Mg/K ²	0,34	0,35	0,66	11,56	2,14	1,02	0,37
Carbono total	2,00	1,92	2,10	2,12	2,02	1,89	2,10

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 10 – Análise química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções para o 100% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	CX-Q1	CX-Q2	CX-Q3	CX-Q4	CX-Q5	CX-Q6	CX-Q7
C Orgânico	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,20	5,30	5,10	4,60	4,90	5,20	5,20
P	6,21	3,34	2,42	2,76	3,22	2,88	4,49
K	70,00	70,00	67,00	79,00	67,00	59,00	78,00
Ca	0,95	1,01	1,10	1,52	1,09	1,16	1,35
Mg	0,21	0,20	0,24	1,04	0,31	0,23	0,23
Al	0,58	0,06	0,58	0,58	0,35	0,58	0,58
H+Al	4,20	10,90	16,60	8,00	2,60	9,80	7,20
B	0,20	0,12	0,11	0,17	0,19	0,14	0,13
Cu	1,23	1,26	1,31	1,29	1,23	1,18	1,26
Fe	160,30	164,92	164,88	166,39	162,54	160,79	163,23
Mn	30,49	32,69	36,43	36,49	36,65	33,94	32,34
Zn	1,59	1,50	1,55	2,14	1,62	1,55	2,02
SB	1,34	1,39	1,51	2,76	1,57	1,54	1,78
CTC	5,54	12,29	18,11	10,76	4,17	11,34	8,98
V	24,17	11,30	8,34	25,66	37,67	13,59	19,82
K ¹	3,23	1,46	0,95	1,88	4,11	1,33	2,22
Ca ¹	17,15	8,22	6,07	14,12	26,13	10,23	15,03
Mg ¹	3,79	1,63	1,33	9,66	7,43	2,03	2,56
Hal ¹	75,83	88,70	91,66	74,34	62,33	86,41	80,18
Ca/Mg ²	4,52	5,05	4,58	1,46	3,52	5,04	5,87
Ca/K ²	5,31	5,64	6,42	7,52	6,36	7,69	6,77
Mg/K ²	1,17	1,12	1,40	5,15	1,81	1,52	1,15
Carbono total	1,47	1,49	1,50	1,33	1,27	1,28	1,47

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 11 – Análise química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções para o 125% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	CX-Q1	CX-Q2	CX-Q3	CX-Q4	CX-Q5	CX-Q6	CX-Q7
C Orgânico	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,20	5,40	5,30	4,60	4,90	5,10	5,20
P	3,68	3,90	2,65	2,99	3,57	2,76	2,99
K	69,00	72,00	68,00	61,00	56,00	57,00	63,00
Ca	1,15	1,31	1,45	2,42	1,43	1,25	1,47
Mg	0,23	0,22	0,33	1,31	0,49	0,31	0,27
Al	0,58	0,58	0,58	0,58	0,69	0,58	0,69
H+Al	6,40	6,40	4,70	5,50	5,50	4,70	9,80
B	0,11	0,17	0,11	0,12	0,11	0,11	0,11
Cu	1,11	1,23	1,14	1,06	1,18	1,40	1,23
Fe	158,41	163,39	159,09	156,20	161,75	164,25	164,10
Mn	28,16	30,93	29,15	29,09	32,41	36,04	31,42
Zn	1,45	1,64	1,73	1,35	1,50	1,75	1,56
SB	1,56	1,71	1,95	3,89	2,06	1,71	1,90
CTC	7,96	8,11	6,65	9,39	7,56	6,41	11,70
V	19,56	21,13	29,36	41,40	27,28	26,63	16,25
K ¹	2,22	2,27	2,61	1,66	1,89	2,28	1,38
Ca ¹	14,45	16,14	21,79	25,78	18,91	19,51	12,56
Mg ¹	2,89	2,71	4,96	13,96	6,48	4,84	2,31
Hal ¹	80,44	78,87	70,64	58,60	72,72	73,37	83,75
Ca/Mg ²	5,00	5,95	4,39	1,85	2,92	4,03	5,44
Ca/K ²	6,52	7,11	8,34	15,51	9,98	8,57	9,12
Mg/K ²	1,30	1,19	1,90	8,40	3,42	2,13	1,68
Carbono total	1,30	1,32	1,35	1,32	1,28	1,47	1,23

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 12 – Análise química do Cambissolo Háplico, após a aplicação das soluções para o 150% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo.	Tratamentos						
	CX-Q1	CX-Q2	CX-Q3	CX-Q4	CX-Q5	CX-Q6	CX-Q7
C Orgânico	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,10	5,30	5,00	4,60	4,80	5,20	5,20
P	3,45	3,22	3,45	2,76	2,99	2,88	2,65
K	60,00	63,00	61,00	62,00	63,00	58,00	57,00
Ca	1,44	1,26	1,17	2,27	1,56	1,46	1,51
Mg	0,29	0,23	0,23	1,34	0,55	0,33	0,30
Al	0,69	0,58	0,69	0,46	0,69	0,58	0,69
H+Al	10,90	8,00	6,40	5,50	11,50	8,80	5,80
B	0,14	0,16	0,11	0,14	0,15	0,12	0,16
Cu	1,15	1,38	1,24	1,27	1,22	1,21	1,15
Fe	162,00	165,35	162,25	164,28	162,83	164,37	159,35
Mn	29,83	33,64	30,77	33,64	36,56	35,51	31,14
Zn	1,39	2,13	1,50	1,64	2,45	1,58	1,53
SB	1,88	1,65	1,56	3,77	2,27	1,94	1,96
CTC	12,78	9,65	7,96	9,27	13,77	10,74	7,76
V	14,73	17,11	19,56	40,66	16,49	18,05	25,22
K ¹	1,20	1,67	1,96	1,71	1,17	1,38	1,88
Ca ¹	11,26	13,06	14,71	24,49	11,33	13,60	19,47
Mg ¹	2,27	2,38	2,89	14,46	3,99	3,07	3,87
Hal ¹	85,27	82,89	80,44	59,34	83,51	81,95	74,78
Ca/Mg ²	4,97	5,48	5,09	1,69	2,84	4,42	5,03
Ca/K ²	9,38	7,82	7,50	14,32	9,68	9,84	10,36
Mg/K ²	1,89	1,43	1,47	8,45	3,41	2,22	2,06
Carbono total	1,28	1,25	1,28	1,35	1,32	1,27	1,45

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 13 – Análise química do Neossolo Quartzarênico, após a aplicação das soluções para o 100% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo	Tratamentos						
	RQ-Q1	RQ-Q2	RQ-Q3	RQ-Q4	RQ-Q5	RQ-Q6	RQ-Q7
C Orgânico	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,10	5,50	4,90	4,70	5,10	5,00	5,20
P	2,99	2,07	2,42	1,15	2,19	1,15	1,27
K	59,00	63,00	68,00	53,00	50,00	59,00	56,00
Ca	0,26	0,24	0,20	1,89	0,30	0,18	0,16
Mg	0,05	0,03	0,08	1,40	0,19	0,10	0,05
Al	0,46	0,58	0,58	0,58	0,23	0,58	0,69
H+Al	6,40	4,70	6,80	1,90	1,40	2,90	3,40
B	0,11	0,10	0,11	0,11	0,12	0,11	0,14
Cu	0,23	0,20	0,21	0,26	0,17	0,20	0,18
Fe	126,00	127,87	125,72	110,77	107,64	113,94	117,53
Mn	2,04	1,31	1,56	1,41	1,51	1,64	1,14
Zn	1,26	0,67	0,97	1,74	1,13	0,95	1,31
SB	0,46	0,43	0,45	3,43	0,62	0,43	0,35
CTC	6,86	5,13	7,25	5,33	2,02	3,33	3,75
V	6,72	8,40	6,26	64,32	30,62	13,01	9,27
K ¹	2,20	3,14	2,40	2,55	6,34	4,53	3,82
Ca ¹	3,79	4,68	2,76	35,49	14,87	5,40	4,16
Mg ¹	0,73	0,58	1,10	26,29	9,42	3,09	1,28
Hal ¹	93,28	91,60	93,74	35,68	69,38	86,99	90,73
Ca/Mg ²	5,20	8,00	2,50	1,35	1,58	1,75	3,25
Ca/K ²	1,72	1,49	1,15	13,94	2,35	1,19	1,09
Mg/K ²	0,33	0,19	0,46	10,33	1,49	0,68	0,34
Carbono total	0,53	0,46	0,43	0,40	0,41	0,46	0,41

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 14 – Análise química do Neossolo Quartzarênico, após a aplicação das soluções para o 125% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo	Tratamentos						
	RQ-Q1	RQ-Q2	RQ-Q3	RQ-Q4	RQ-Q5	RQ-Q6	RQ-Q7
C Orgânico	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,30	5,40	5,30	4,70	5,30	5,20	5,40
P	1,15	1,27	2,42	1,15	2,07	2,19	1,15
K	53,00	58,00	50,00	36,00	45,00	60,00	58,00
Ca	0,18	0,30	0,30	0,96	1,61	0,22	0,11
Mg	0,04	0,03	0,08	1,09	0,18	0,07	0,02
Al	0,69	0,46	0,46	0,35	0,35	0,35	0,81
H+Al	3,30	1,80	1,60	1,20	1,10	1,30	1,80
B	<0,100	<0,100	0,12	<0,100	<0,100	0,28	0,56
Cu	0,13	0,18	0,16	0,17	0,19	0,16	0,15
Fe	113,97	112,69	119,92	115,42	110,44	118,10	113,36
Mn	1,31	1,42	1,65	0,67	0,88	1,46	1,58
Zn	0,88	0,60	1,74	0,92	1,01	1,31	1,08
SB	0,35	0,48	0,51	2,14	1,91	0,44	0,28
CTC	3,65	2,28	2,11	3,34	3,01	1,74	2,08
V	9,63	21,00	24,09	64,09	63,40	25,13	13,52
K ¹	3,71	6,51	6,07	2,75	3,83	8,84	7,13
Ca ¹	4,90	13,17	14,23	28,72	53,58	12,50	5,38
Mg ¹	1,01	1,32	3,80	32,61	5,99	3,80	1,01
Hal ¹	90,37	79,00	75,91	35,91	36,60	74,87	86,48
Ca/Mg ²	4,84	10,00	3,75	0,88	8,94	3,29	5,33
Ca/K ²	1,32	2,02	2,35	10,43	13,99	1,41	0,76
Mg/K ²	0,27	0,20	0,63	11,84	1,56	0,43	0,14
Carbono total	0,45	0,42	0,45	0,43	0,36	0,40	0,42

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 15 – Análise química do Neossolo Quartzarênico, após a aplicação das soluções para o 150% de reposição de água.

Variáveis de fertilidade do solo	Tratamentos						
	RQ-Q1	RQ-Q2	RQ-Q1	RQ-Q4	RQ-Q1	RQ-Q6	RQ-Q7
C Orgânico	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,50	5,40	5,40	4,90	5,10	5,00	5,30
P	1,27	3,22	1,27	1,15	1,73	1,27	1,15
K	49,00	100,00	94,00	35,00	31,00	37,00	33,00
Ca	0,19	0,20	0,13	1,27	0,20	0,15	0,10
Mg	0,02	0,02	0,05	1,02	0,18	0,09	0,03
Al	0,69	0,69	0,58	0,35	0,46	0,46	0,69
H+Al	1,10	1,40	1,30	1,80	1,20	2,40	1,90
B	0,47	0,58	0,38	0,28	0,28	0,21	<0,100
Cu	0,14	0,18	0,17	0,12	0,13	1,67	0,17
Fe	112,75	114,78	114,77	95,41	104,82	110,29	103,35
Mn	1,54	1,37	1,64	0,83	0,76	0,10	1,14
Zn	1,04	3,01	2,18	0,79	0,88	1,24	1,29
SB	0,33	0,48	0,42	2,38	0,46	0,33	0,21
CTC	1,43	1,88	1,72	4,18	1,66	2,73	2,11
V	23,26	25,40	24,44	56,93	27,81	12,24	10,05
K ¹	8,74	13,63	13,97	2,14	4,77	3,46	4,00
Ca ¹	13,12	10,66	7,56	30,39	12,15	5,49	4,73
Mg ¹	1,40	1,12	2,91	24,40	10,89	3,29	1,33
Hal ¹	76,74	74,60	75,56	43,07	72,19	87,76	89,95
Ca/Mg ²	9,40	9,52	2,60	1,25	1,12	1,67	3,57
Ca/K ²	1,50	0,78	0,54	14,19	2,55	1,59	1,18
Mg/K ²	0,16	0,08	0,21	11,39	2,28	0,95	0,33
Carbono total	0,43	0,43	0,43	0,45	0,42	0,40	0,41

C. Orgânico: carbono orgânico (dag kg⁻¹); pH em água; P: fósforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg dm⁻³); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc dm⁻³); H+Al: (cmolc dm⁻³); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc dm⁻³); C.T.C: capacidade de troca catiônica efetiva: (cmolc dm⁻³); V: Saturação das Bases da C.T.C. a pH 7,0 (%); K¹, Ca¹, Mg¹, Hal¹ (%); Ca/Mg²; Ca/K²; Mg/K², (%); Carbono total (g dm⁻³).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

TERCEIRA PARTE

1. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No manejo da irrigação é essencial considerar as características específicas de cada solo e a composição química da água utilizada, especialmente em relação às águas com altas concentrações de cátions, visto que interferem nos níveis de RAS e CE. As águas com RAS baixa e CE Alta, podem apresentar elevadas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} e além de baixos níveis de Na^+ , enquanto águas com RAS e CE alta pode apresentar elevada concentração Na^+ e menores concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} , sendo frequentemente classificadas como de baixa qualidade. Essas águas podem causar maiores perdas de K^+ nos solos RQ, LV e CX, impactando a fertilidade, principalmente nos solos RQ e LV, e de forma mais moderada no CX, mesmo quando são aplicadas lâminas de irrigação adequadas.

Por outro lado, águas com RAS e CE baixas, que afetam de forma severa a capacidade de infiltração, assim como águas com níveis intermediários de RAS e CE, classificadas como de impacto moderado, e águas com concentrações de 50 a 150 mg L^{-1} de CaCO_3 , mostraram ser menos prejudiciais ao deslocamento de K^+ e à fertilidade do solo, principalmente em solos LV e CX, e de forma moderada no RQ. Dessa forma, é recomendável utilizar esse tipo de água para irrigação das culturas, com lâminas de irrigação que não excedam a capacidade de retenção de água dos solos, a fim de evitar a lixiviação de outros íons essenciais, como o P.

Portanto, recomenda-se realizar análises químicas da água de irrigação para monitorar os níveis de cátions, RAS e CE, além de adotar práticas de manejo adequadas e sistemas de irrigação eficientes. Sempre que possível, deve-se também considerar a mistura com fontes alternativas de água, a fim de reduzir o impacto dos cátions presentes na água sobre o deslocamento de K^+ e a fertilidade do solo, levando em conta, ainda, os aspectos econômicos e ambientais. Além disso, sugere-se que, como estudo futuro, seja realizada a atualização da classificação das águas tradicionais para irrigação.