Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Aplicação da reflectometria no domínio do tempo (TDR) na estimativa da condutividade elétrica da solução do solo e de concentrações de nitrato, potássio e cloreto em coluna de solo não saturado

Isaac de Matos Ponciano

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Irrigação e Drenagem

Piracicaba 2012 Isaac de Matos Ponciano Engenheiro Agrícola e Ambiental

Aplicação da reflectometria no domínio do tempo (TDR) na estimativa da condutividade elétrica da solução do solo e de concentrações de nitrato, potássio e cloreto em coluna de solo não saturado

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010

Orientador: Prof. Dr. JARBAS HONÓRIO DE MIRANDA

Dissertação para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Irrigação e Drenagem

Piracicaba 2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP

Ponciano, Isaac de Matos

Aplicação da reflectometria no domínio do tempo (TDR) na estimativa da condutividade elétrica da solução do solo e de concentrações de nitrato, potássio e cloreto em coluna de solo não saturado / Isaac de Matos Ponciano. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010. - - Piracicaba, 2012. 113 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Condutividade elétrica do solo 2. Cloreto 3. Fertirrigação - Manejo 4. Íons 5. Modelos matemáticos 6. Monitoramento ambiental 7. Nitratos 8. Potássio

9. Reflectometria no domínio do tempo 10. Solo não saturado I. Título

CDD 631.7 P795a

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais, Pedro Ponciano da Silva Neto e Marcia de Matos Ponciano, meus alicerces, exemplos de vida e superação, e aos meus irmãos Pedro e Priscilla.

DEDICO

Ao Pastor Josias Aureliano da Silva e a Ir. Rute Correia da Silva, pelo apoio desprendido durante a realização do experimento, mas principalmente pelos ensinamentos cristãos que levarei por toda a vida.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo privilégio de conhecê-lo.

Aos meus pais que sempre me apoiaram em todas as etapas da minha vida dando o ensinamento e o suporte necessários a essa jornada tão árdua.

Ao professor Dr. Jarbas Honório de Miranda pela orientação, exemplo incontestável de dinamismo e competência, que mesmo com muitas atribuições, dedicava-se às orientações sem medir esforços;

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária EMBRAPA – Mandioca e Fruticultura na pessoa do professor Dr. Eugênio Ferreira Coelho pela coorientação e ao professor Msc. Alisson Jadavi, do Instituto Federal de Educação Tecnológica da Bahia, pela idéia inicial deste projeto de mestrado e pelas orientações no decorrer do experimento. Aos estudantes de graduação da Universidade Federal do Reconcavo Bahiano, Metal, Gabriel e Damiana pela ajuda na execução do experimento;

Aos componentes da Primeira Igreja Batista em Cruz das Almas -Bahia, pela amizade e pelas palavras de encorajamento. A toda a Juventude com Cristo – JUC, representada aqui pelo Pastor Daví Marco G. Sousa, homem de Deus. Em especial a Valter, Júnior e Floquinho pelos momentos de conversa e aconselhamento. Aos membros da Assembléia de Deus em Piracicaba, pelas orações.

Aos professores, Sérgio Nascimento Duarte, Rubens Coelho, Marcos Folegatti, Tarlei Botrel, Boaventura e Jarbas Miranda, pelos ensinamentos ministrados nas disciplinas durante o curso de mestrado;

Aos funcionários do Departamento de Engenharia de Biossistemas, Sr. Antônio, Sr. Luiz, Sr. Hélio, Davilmar, Fernando, Chiquinho e em especial a Gilmar e Paulinha pela ajuda nas análises de laboratório.

Aos colegas de turma, Juliano, Euzímio, Robson, Pedro, Júnior e Chicó pela perfeita convivência, mas principalmente pelos momentos de descontração que tornaram a ausência da família menos evidente. A todos os colegas do curso de pósgraduação em Irrigação e Drenagem. Aos companheiros de moradia Dirceu, Ezequiel e Pedro;

Agradeço também à querida Ma. Vanessa Grah pelo carinho, companheirismo e compreensão nesta fase tão importante de minha vida.

Ao coordenador do curso de pós-graduação, professor Dr. Tarlei Arriel Botrel, e ao vice, professor Dr. Sérgio Nascimento Duarte pelas orientações durante o curso.

Aos professores do curso de graduação, Dr. Ênio Farias de França e Silva e Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro pela fundamentação acadêmica que serviu de base para a realização deste mestrado.

À equipe de pesquisa GEPEAS coordenada pelo professor Jarbas, pelas contribuições e contestações científicas que melhoraram este trabalho.

Ao instituto Nacional de Ciência e Tecnologia - Engenharia da Irrigação – e a CAPES pela concessão da bolsa de estudo. A Universidade de São Paulo, por toda a estrutura que me foi concedida para o desenvolvimento desta pesquisa;

A FAPESP pelo financiamento do projeto de pesquisa. Enfim, a todos aqueles que de alguma maneira colaboraram para realização deste trabalho.

EPÍGRAFE

"Na verdade, há veios de onde se extrai a prata, e lugar onde se refina o ouro. O ferro tira-se da terra, e da pedra se funde o cobre.

Ele põe fim às trevas, e toda a extremidade ele esquadrinha, a pedra da escuridão e a da sombra da morte.

Abre um poço de mina longe dos homens, em lugares esquecidos do pé; ficando pendentes longe dos homens, oscilam de um lado para outro.

Da terra procede o pão, mas por baixo é revolvida como por fogo.

As suas pedras são o lugar da safira, e tem pó de ouro.

Essa vereda a ave de rapina a ignora, e não a viram os olhos da gralha.

Nunca a pisaram filhos de animais altivos, nem o feroz leão passou por ela.

Ele estende a sua mão contra o rochedo, e revolve os montes desde as suas raízes.

Dos rochedos faz sair rios, e o seu olho vê tudo o que há de precioso.

Os rios tapa, e nem uma gota sai deles, e tira à luz o que estava escondido.

Porém onde se achará a sabedoria, e onde está o lugar da inteligência?

O homem não conhece o seu valor, e nem ela se acha na terra dos viventes.

O abismo diz: Não está em mim; e o mar diz: Ela não está comigo.

Não se dará por ela ouro fino, nem se pesará prata em troca dela.

Nem se pode comprar por ouro fino de Ofir, nem pelo precioso ônix, nem pela safira. Com ela não se pode comparar o ouro nem o cristal; nem se trocará por jóia de ouro fino.

Não se fará menção de coral nem de pérolas; porque o valor da sabedoria é melhor que o dos rubis.

Não se lhe igualará o topázio da Etiópia, nem se pode avaliar por ouro puro.

Donde, pois, vem a sabedoria, e onde está o lugar da inteligência?

Pois está encoberta aos olhos de todo o vivente, e oculta às aves do céu.

A perdição e a morte dizem: Ouvimos com os nossos ouvidos a sua fama.

Deus entende o seu caminho, e ele sabe o seu lugar.

Porque ele vê as extremidades da terra; e vê tudo o que há debaixo dos céus. Quando deu peso ao vento, e tomou a medida das águas;

Quando prescreveu leis para a chuva e caminho para o relâmpago dos trovões;

Então a viu e relatou; estabeleceu-a, e também a esquadrinhou.

E disse ao homem: Eis que o temor do Senhor é a sabedoria, e apartar-se do mal é a inteligência."

(O homem tem ciência das coisas da terra, mas a sabedoria é dom de Deus) Jó 28:1-28

SUMÁRIO

RESUMO	12
ABSTRACT	15
LISTA DE FIGURAS	17
LISTA DE TABELAS	21
1 INTRODUÇÃO	23
2 DESENVOLVIMENTO	25
2.1 Revisão Bibliográfica	25
2.1.1 Química do solo e aspectos ambientais	25
2.1.2 Agricultura: elementos químicos na solução do solo e suas implicações	26
2.1.2.1 Nitrato	27
2.1.2.2 Potássio	29
2.1.2.3 Cloreto	31
2.1.3 Métodos para o monitoramento ambiental da composição iônica da solução do	
solo	32
2.1.4 Princípio de Funcionamento da Técnica TDR (Time Domain Reflectometry)	33
2.1.4.1 Determinação da umidade do solo	33
2.1.4.2 Determinação da condutividade elétrica aparente (CEa)	37
2.1.5 Monitoramento da composição iônica da solução do solo pela Reflectometria	
no domínio do tempo	37
2.1.5.1 Modelos matemáticos que relacionam CEw, θ e CEa	37
2.1.5.2 Relação entre CEw e Ci	41
2.2 Material e Métodos	41
2.2.1 Características físico-hídricas do material de solo	42
2.2.2 Construção e calibração das sondas de TDR	45
2.2.1 Determinação da umidade do solo pela TDR	48
2.2.4 Determinação da CEa pela TDR	50

2.2.5 Calibração dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ e determinação da Ci	52
2.2.5.1 Experimento 1	52
2.2.5.2 Experimento 2	54
2.2.6 Monitoramento dos íons lixiviados em coluna de solo não saturado	56
2.2.6.1 Instrumentação	56
2.2.6.2 Colunas de solo	56
2.2.6.3 Aplicação da solução no solo	58
2.2.7 Avaliação dos modelos empregados	59
2.3 Resultados e Discussão	60
2.3.1 Calibração de sondas TDR	60
2.3.2 Análise da viabilidade de modelos que relacionam CEw, CEa e θ na determinação de Potássio e Cloreto (Experimento 1)	61
2.3.2.1 Avaliação dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ	61
2.3.2.2 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e cloreto na solução do solo – Solo argilo-arenoso	65
2.3.2.3 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e cloreto na solução do solo – Solo areia-franca	68
2.3.3 Viabilidade dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ na determinação de Potássio e Nitrato (Experimento 2)	73
2.3.3.1 Avaliação dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ	73
2.3.3.2 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e nitrato na solução do solo – Solo argilo-arenoso	75
2.3.3.3 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e nitrato na solução do solo – Solo areia-franca	79
2.3.4 Monitoramento dos íons lixiviados em coluna de solo não saturada -	

Experimento 1	83
2.3.4.1 Dinâmica dos íons em coluna de solo – argilo-arenoso	83
2.3.4.1.1 Lixiviação de potássio e cloreto em colunas de solo não saturado	85
2.3.4.2 Dinâmica dos íons em coluna de solo não saturado – areia franca	86

2.3.4.2.1 Lixiviação de potássio e cloreto em colunas de solo não saturado	88
2.3.5 Monitoramento dos íons lixiviados em coluna de solo não saturado -	-
Experimento 2	89
2.3.5.1 Dinâmica dos íons em coluna de solo não saturado – argilo-arenoso	89
2.3.5.1.1 Lixiviação de potássio em colunas de solo não saturado	91
2.3.5.2 Dinâmica dos íons em coluna de solo não saturado – areia franca	92
2.3.5.2.1 Lixiviação de potássio em colunas de solo não saturado	92
3 CONCLUSÕES	93
REFERÊNCIAS	95
ANEXOS	. 105

RESUMO

Aplicação da reflectometria no domínio do tempo (TDR) na estimativa da condutividade elétrica da solução do solo e de concentrações de nitrato, potássio e cloreto em coluna de solo não saturado

Devido à importância do monitoramento da composição iônica da solução do solo, no que diz respeito ao meio ambiente e ao manejo da fertirrigação, associada às limitações práticas dos métodos tradicionais de sua determinação é crescente a procura por um método confiável que possibilite o monitoramento desta composição em tempo real e em curtos intervalos de tempo. Neste sentido a TDR tem sido uma alternativa viável. O presente trabalho objetivou, pelo uso da TDR, avaliar o desempenho de sete modelos na determinação da CEw; relacioná-los com a concentração dos íons potássio nitrato e cloreto avaliando os modelos em determinar a concentração dos íons; e por fim monitorar e determinar a concentração destes íons na água lixiviada em coluna de solo não saturado. O trabalho foi divido em dois experimentos, no primeiro os modelos foram calibrados em colunas de solo sendo formado por 24 tratamentos composto por 4 faixas de umidade volumétrica e 6 concentrações da solução de KCI. Para cada coluna de solo era realizada uma leitura com a TDR (θ e CEa) e a CEw na solução do solo era determinada por condutivímetro de mesa, nesta solução foram determinadas as concentrações de potássio e cloreto. No segundo experimento o mesmo procedimento foi realizado, entretanto, foi aplicado KNO₃ e determinados potássio e nitrato. Desta forma, foi possível calibrar os modelos para a estimativa da CEw, e para determinação das concentrações dos íons potássio, nitrato e cloreto. Os modelos foram avaliados pelos coeficientes de determinação (R²) e exatidão (d), pela estimativa do erro padrão (EEP) e, ainda, foram classificados de acordo com o índice c, produto dos dois coeficientes citados. Os resultados mostram que os modelos de Rhoads et al. (1976) e Vogeler et al. (1996) se ajustam melhor para solos com características texturais argilosas sendo classificados como "Ótimos" métodos para a determinação da CEw, tanto pela aplicação de KCI como pela aplicação de KNO₃ via água de irrigação. Na estimativa da CEw no solo arenoso os modelos de Munõz-Carpena et al. (2005), Mualen e Friedman (1991), Vogeler et al. (1996) e Rhoads et al. (1976) apresentam melhores ajustes na determinação da CEw, sendo classificados com "Muito bom". Na determinação do potássio pelos modelos avaliados o melhor ajuste se dá pela associação da relação K-CEw do tipo potência aplicada para solos argilosos e linear para solos arenosos, apresentando classificação de: "Ótimo" e "Muito bom", respectivamente. Para o cloreto e o nitrato o melhor ajuste se dá pela relação de CEw-CI e CEw-NO do tipo linear, apresentando classificação de Muito Bom e Ótimo respectivamente. A TDR é uma técnica confiável no monitoramento da concentração dos íons potássio e cloreto lixiviados no perfil do solo.

Palavras-chave: TDR; Composição iônica do solo; Monitoramento ambiental; Modelos matemáticos

ABSTRACT

Applying Time domain reflectometry (TDR) on estimating electrical conductivity and nitrate, potassium and chloride concentrations under unsaturated soil columns conditions

There is a growing demand for a reliable method applied to monitoring ionic composition of soil solution in real-time and short time intervals, due the importance to environmental sustainability and fertigation management and limitations of traditional methods for determination. Time domain reflectometry (TDR) is often considered a viable alternative to traditional methods. Consequently, this research looks for using TDR evaluate the performance of seven mathematical models for determining electrical conductivity (CEw) by comparing simulated and measured concentrations of potassium, nitrate and chloride, and to monitor and determine the concentration of these ions in water leached from unsaturated soil columns. The research was carried out under two experiments conditions. In the first experiment the models were calibrated with input data from 24 soil columns consisting of four soils with six different KCI concentrations. For each soil column CEw was determined by both TDR (θ and CEa readings) and the CEw of soil solution was determined by direct measurements of potassium and chloride concentrations. In the second experiment the procedure was the same, but with KCI being replaced with KNO₃. This was possible to calibrate the models to estimate the CEw, and to determine potassium, nitrate and chloride ions concentrations. The models were ranked using the c-index, the coefficient of determination (R²) and estimated standard error (ESE). The results showed were Rhoads et al. (1976) and Vogel et al. (1996) classified as "Great" for the CEw determination associated with the application of both KCI and KNO₃ to irrigation water in clay soils. For estimating CEw in sandy soils, the models Muñoz-Carpena et al. (2005), Mualen and Friedman (1991), Vogel et al. (1996) and Rhoads et al. (1976) were classified as "Very Good." The relationship between CEw and potassium concentration was best represented by a power function in clay soils, and a linear function in sandy soils, with index of "Great" and "Very Good", respectively. For chloride and nitrate, the best fits were obtained by representing the CEw-Cl and CEw-NO₃ relationships with linear functions, which were classified as "Very Good" and "Good," respectively. TDR proved to be a reliable technique for monitoring the concentration of potassium and chloride ions leached in soil profiles.

Keywords: TDR; Soil ionic composition; Environmental monitoring; Mathematical models

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Curva de retenção da água no solo, ajustadas pelo modelo de van Genuchten (1980) para ambas texturas: textura argilo-arenoso e areia-franca43

Figura 3 - Fase de endurecimento da resina epóxi no gabarito de silicone com sondas TDR manufaturadas......46

Figura 7 – Aferição da condutividade elétrica da solução de cloreto de potássio51

Figura 14 - Pontos de monitoramento dos íons e da umidade na coluna de solo.....57

Figura 33 - Concentração de potássio medido e estimado na água de drenagem para o solo "Aa"......91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físicas da classe textural do solo estudado
Tabela 2 - Parâmetros da curva de retenção de água para os dois materiais de soloestudados
Tabela 3 - Características químicas iniciais das classes texturais dos solos estudados
Tabela 4 - Critério de interpretação do desempenho dos modelos60
Tabela 5 - Avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura argilo-arenoso "Aa" do experimento 163
Tabela 6 - Avaliação dos modelos e ajuste de parâmetros aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura areia-franca "Af" do experimento 163
Tabela 7 – Ajustes das equações que relacionam a concentração dos íons com a CEw da solução do solo
Tabela 8 - Modelos para estimativa de potássio e cloreto na solução do solo tipo "Aa" 67
Tabela 9 – Ajustes das equações que relacionam a concentração do íons com a CEw da solução do solo70
Tabela 10 – Modelos para estimativa de potássio e cloreto na solução do solo com características texturais arenosa
Tabela 11 - Avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura argilo-arenoso "Aa" do experimento 2
Tabela 12 - Avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura argilo-arenoso "Af" do experimento 2
Tabela 13 – Ajustes das equações que relacionam a concentração do íons com a CEw da solução do solo
Tabela 14 - Modelos para estimativa de potássio e nitrato na solução do solo tipo"Aa", experimento 2
Tabela 15 – Ajustes das equações que relacionam a concentração do íons com a CEw da solução do solo
Tabela 16 - Modelos para estimativa de potássio e nitrato na solução do solo tipo"Af", experimento 2
Tabela 17 - Características químicas do solo "Aa" ao final do experimento 1

1 INTRODUÇÃO

O solo é uma mistura heterogênea de ar, água, material orgânico e inorgânico e microorganismos. A fase líquida, também chamada de solução do solo, é a principal responsável pela nutrição e consequentemente desenvolvimento das plantas, pois os íons, presentes nesta solução podem ser facilmente absorvidos pelas raízes, em condições ótimas de umidade do solo.

No contexto agrícola, a aplicação de fertilizantes via água de irrigação (fertirrigação) é amplamente empregada na agricultura irrigada, pois constitui-se no meio mais eficiente de nutrição mineral de plantas por combinar dois fatores essenciais para o crescimento, desenvolvimento e produção das plantas: água e nutrientes. Apesar destas vantagens, têm sido crescentes os casos de contaminação ambiental do solo, devido ao acúmulo de sais; e da água subterrânea, devido à lixiviação dos íons no perfil do solo, pelo uso indiscriminado desta prática.

Portanto, uma alternativa para a mitigação destes impactos gerados pelo uso inadequado da fertirrigação está na prática de um manejo adequado da água dentro dos sistemas agrícolas; tendo em vista que esse manejo é aquele que minimiza os impactos e melhora a produtividade das culturas. Para esse manejo adequado é essencial que se monitore a umidade do solo e a composição iônica de sua solução de forma rápida e continuada em seu perfil. De forma geral esse monitoramento da umidade do solo é realizado por gravimetria (método padrão) e extratores de solução (composição iônica do solo). Ambos apresentam sérias limitações práticas que comprometem seu emprego para tal finalidade.

Uma alternativa que tem se apresentado viável para esse fim, é a aplicação da Técnica da Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR), a qual possibilita a obtenção simultânea da umidade do solo (θ) e da condutividade elétrica aparente (CEa), em tempo real e em curtos intervalos de tempo; provocando um mínimo distúrbio na estrutura do solo. Isso, possibilita de forma indireta, o uso de modelos matemáticos que relacionam CEa e (θ) na determinação da condutividade elétrica da solução do solo (CEw) e da concentração de nutrientes nesta solução (Ci). Assim sendo, tendo em vista o exposto, a presente pesquisa apresenta como objetivos:

 A partir da CEa e de θ, monitorados pela TDR, avaliar o desempenho de modelos matemáticos e indicar quais aqueles que melhor a estimam a condutividade elétrica da solução do solo para dois tipos de material de solo com características texturais contrastante: areia-franca e argilo-arenoso;

- 2) Determinar qual é a melhor relação entre CEw e Ci para a determinação das concentrações de nitrato, potássio e cloreto aplicados via água de irrigação; e
- Monitorar a dinâmica desses íons em colunas de solo não saturado buscando avaliar a viabilidade da TDR em determinar suas concentrações na solução lixiviada.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 Química do solo e aspectos ambientais

O solo é uma mistura heterogênea de ar, água, material orgânico e inorgânico e microorganismos e a química do solo estuda as reações que ocorrem envolvendo essas três fases.

A fase líquida, também chamada de solução do solo, transporta espécies químicas para as partículas do solo, mantendo um contato íntimo entre os solutos e as partículas do solo. Pode-se dizer que existe uma condição de equilíbrio entre os componentes da solução do solo e a fase sólida, mediante a ocorrência de importantes reações químicas entre as fases. Segundo Meurer (2004), além da fase sólida, a solução do solo ainda interage com a fase gasosa, com as plantas e fauna do solo.

A solução do solo diz respeito à sua porção aquosa a qual contém materiais dissolvidos provenientes de processos químicos e bioquímicos do solo, bem como de trocas com a hidrosfera e biosfera (LIMA, 2009). De acordo com Spark (2001), esta fase é composta principalmente por íons dissolvidos que podem interagir com os íons presentes na micela do solo. O conhecimento de sua composição química pode auxiliar nas estimativas da taxa de intemperismo, na taxa de ciclagem dos elementos químicos e no influxo e lixiviação de nutrientes no campo (MIRANDA et al., 2006).

Neste contexto, o estudo da química do solo, conforme destacam Sparks (2003) e Sparks (2001), esteve tradicionalmente focado nos processos que afetam o crescimento e nutrição das plantas, tendo em vista que estas absorvem a solução do solo juntamente com os íons dissolvidos (LAO et al., 2004). No entanto, ao final da década de 1960, Mckenzie (1967) e mais posteriormente no final da década de 1990, Naidu (1998), com o aprofundamento de estudos sobre os contaminantes orgânicos e inorgânicos (na água e solo) e seus impactos sobre as plantas, animais, e na saúde humana, a ênfase do estudo da química do solo foi ampliado para uma outra perspectiva: a ambiental.

Ainda pode-se citar, como marco desta mudança, o caso clássico da década de 70 relatado por Ongley (2001), em que os Estados Unidos e o Canadá iniciaram um amplo estudo para investigar as causas de eutrofização nos "greats lakes",

localizado na divisa dos dois países. Posteriormente, na década de 80, o estudo revelou, dentre outros, a agricultura como sendo uma das principais fontes de poluição dos corpos hídricos na região dos "grandes lagos".

Existem inúmeros contaminantes orgânicos e inorgânicos que apresentam importância para o monitoramento ambiental da água e do solo. Dentre esses, podese destacar alguns nutrientes das plantas, como nitrato, potássio e fósforo (SANTOS, 2008; KOLAHCHI; JALALI et al., 2007; RIBEIRO et al., 1999); metais pesados como o cádmio e o mercúrio (LI et al., 2008); acido inorgânicos e radionuclideos.

Assim, o monitoramento *in situ* da química do solo, em específico da composição iônica da solução do solo, passa a ser fundamental na predição de fatores contaminantes, tanto na superfície quanto na subsurpefície do solo, bem como na contaminação de corpos hídricos e nutrição das plantas.

2.1.2 Agricultura: elementos químicos na solução do solo e suas implicações

No contexto agrícola, o modo mais eficiente de nutrição das plantas é pela solução nutritiva do solo, pois os íons que estão presentes nesta solução podem ser, em condições ótimas de umidade do solo, facilmente absorvidos pelas raízes.

Borges et al. (2006) argumentam que a aplicação de fertilizantes via água de irrigação (fertirrigação) é amplamente empregada na agricultura irrigada, pois constitui-se no meio mais eficiente de nutrição mineral de plantas por combinar dois fatores essenciais para o crescimento, desenvolvimento e produção das plantas: água e nutrientes.

Essencialmente, a fertirrigação possibilita o uso racional dos fertilizantes na agricultura irrigada. Dentre algumas das vantagens da fertirrigação, Coelho et al. (2004) destacam: a) minimização do trabalho de aplicação do fertilizante; b) economia e comodidade de aplicação; c) distribuição e localização do fertilizante mais próximo de raízes da planta; d) aplicação ajustada as diferentes etapas de desenvolvimento das plantas; e) eficiência de uso e economia de fertilizantes; e) controle na profundidade de aplicação; f) melhor controle na quantidade aplicada; g) favorecimento na aplicação de micronutrientes; e h) preservação da qualidade das águas subterrâneas, diante de um manejo correto da fertirrigação.

Entre as limitações desta prática os referidos autores ainda destacam: a) risco de contaminação de água ao adotar metodologia inadequada ao injetar o

fertilizante no sistema e, também devido ao manejo inadequado da fertirrigação; b) não ser aplicável a todo tipo de fertilizante; c) possibilidade de entupimento dos emissores de água; d) corrosão de tubulações e emissores; e) necessidade de mãode-obra qualificada para sua operação; f) incompatibilidade entre diferentes formas de fertilizantes.

Como se pode ver posteriormente, essas limitações têm sido mais notadas nos últimos anos, seja pela falta de conhecimento de características físico-hídricas do solo associada à aplicação da fertirrigação, ou seja pela aplicação de altas concentrações de nutrientes favorecendo sua lixiviação pela água drenada.

Pode-se dizer que o processo de lixiviação pode ser afetado pelas interações peculiares que se estabelecem entre os elementos químicos em formas iônicas e a fase sólida do solo, principalmente, reações de absorção às quais condicionam a uma maior ou menor retenção dos íons nas partículas do solo. Assim, a natureza do nutriente e os atributos químicos e físicos do solo são os principais fatores que condicionam a movimentação de um dado nutriente em profundidade e, consequentemente, o seu potencial de contaminação (RESENDE, 2002). O autor ainda destaca que a presença de nutrientes na água é parte do ciclo natural e para a maioria dos nutrientes vegetais não tem sido relatados problemas em relação a níveis excessivos. O problema da contaminação, devido às práticas agrícolas fica restrito a alguns macro e micro nutrientes.

Uma alternativa para a mitigação do impacto ambiental da fertirrigação está na prática de um manejo adequado da água dentro dos sistemas agrícolas. Segundo Clyma et al. (2003), este impacto pode ser minimizado com o manejo que melhora a produtividade, reduz impactos ambientais, melhora o ambiente dos rios e disponibiliza água que pode ser usada para outros propósitos.

A seguir, serão discutidas a importância agronômica de alguns destes íons (nitrato, potássio e cloreto), bem como os impactos aos corpos hídricos que estes podem ocasionar quando lixiviados por drenagem profunda.

2.1.2.1 Nitrato

O nitrogênio destaca-se entre os nutrientes mais utilizados na fertirrigação pelo fato da grande demanda pelas plantas, mobilidade no solo e disponibilidade de muitas fontes solúveis em água (RIBEIRO et al., 1999). Coelho et al. (2004) relatam que o nitrogênio é o nutriente mais aplicado em fertirrigação, pois o seu

parcelamento é recomendado em razão da alta mobilidade no solo (principalmente em solos arenosos).

A mineralização de compostos orgânicos nitrogenados ocorre, essencialmente, por meio de três reações sucessivas: aminação, amonificação e nitrificação, que levam o nitrogênio até à forma nítrica (NO⁻₃), sendo que esta é a forma preferencialmente absorvida pelas plantas (TISDALE et al., 1985).

Por sua vez, o nutriente de maior mobilidade no solo é o nitrogênio na forma de nitrato (NO⁻₃) e segundo Burt et al. (1995), o seu movimento no solo é, aproximadamente, proporcional ao da água que percola no solo. Lima (2009), acrescenta ainda que o movimento deste íon no solo pode ser afetado diretamente pelos fatores que modificam o movimento da água no solo, como a porosidade e a estrutura. Sua alta solubilidade e sua baixa interação com a matriz do solo possibilitam que o ânion acompanhe a frente de molhamento no solo.

Por esse motivo, o nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação de águas pelas atividades agrícolas. Isso ocorre pelo fato de que o ânion nitrato, caracterizado por ser pouco retido, em algumas situações, pelos colóides do solo, tende a permanecer mais na solução, principalmente, nas camadas superficiais do solo, nas quais a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo da fase sólida (repelindo o nitrato). Na solução do solo o nitrato fica muito propenso ao processo de lixiviação e ao longo do tempo pode haver considerável incremento nos teores de nitrato em águas subterrâneas (RESENDE, 2002).

A intensidade do processo de contaminação depende principalmente das quantidades de nitrato presentes ou adicionadas ao solo, da permeabilidade do solo, das condições climáticas (pluviosidade) e do manejo da irrigação e da profundidade do lençol freático ou aqüífero (BHUMBLA, 2011).

Exner et al. (1991) verificaram movimento profundo de nitrato, em diferentes taxas de aplicação, sob condição de irrigação, cujos resultados indicaram que 95% do nitrato aplicado foram lixiviados além da zona radicular da cultura. Nessa mesma linha de estudo, Saâdi e Maslouhi (2003) monitorando o inpacto da aplicação de nitrato na agricultura e seus efeitos nos poços na região notaram concentrações acima de 225 mg L⁻¹, sendo o limite para consumo humano de 10 mg L⁻¹ segundo recomendações da Organização Mundial de Saúde, segundo (ONGLEY, 2001).

Santos (2008) destaca atenção para contaminação do lençol freático por nitrato oriundo da agricultura na cidade de Natal-RN. Dos 134 poços avaliados, de acordo com o autor, 69 apresentaram contaminação por nitrato; alguns poços apresentaram concentrações de 30 mg L⁻¹ de NO⁻₃, portanto, três vezes superior ao índice da Organização Mundial de Saúde, bem como, no Brasil, a portaria 518/04 do Ministério da Saúde, também limita para consumo humano.

O nitrogênio é muito solúvel e pode facilmente contaminar o aqüífero subjacente por lixiviação. Portanto a compreensão do movimento e da lixiviação deste nutriente é essencial para a adequada gestão de aplicação da fertirrigação, bem como para o desenvolvimento de regulamentos ambientais que minimizem seus efeitos potencialmente prejudiciais (VOGELER et al., 2006).

Neste sentido diversos estudos têm sido direcionados para a investigação do movimento deste íon no solo em nível de campo e laboratório, dentre eles destacamse: Silva e Couto (2010); Santos et al. (2009); Andrade Neto (2009); Lelis Neto (2008); Vázquez et al. (2005); Mmolawa e Or (2000); e Ferreira et al. (1999).

2.1.2.2 Potássio

Depois do nitrogênio, o potássio é o elemento mais requerido em maiores quantidades pelas espécies de plantas cultivadas (NACHTIGALL; RAIJ, 2005). Na planta, está diretamente envolvido no metabolismo do nitrogênio, transporte de açúcar, extração, transporte e uso da água e resistência ao estresse (KRAMER, 1979).

O potássio destaca-se ainda por ser um macronutriente que na planta associa-se ao desempenho de diferentes funções como: o controle da abertura e fechamento dos estômatos, maior translocação de carboidratos produzidos nas folhas para outros órgãos da planta, maior eficiência enzimática e melhoria da qualidade comercial da planta (SILVA et al., 2005).

Devido à sua importância agrícola, diversos estudos que avaliam sua mobilidade no solo têm se tornado freqüente (MELO et al., 2006; MIRANDA et al., 2005; ARAÚJO et al., 2000).

O potássio, segundo Malavolta (1980), é um macronutriente que tem caminhamento no solo, predominantemente pelo processo de difusão. Entretanto, alta parcela desse nutriente pode movimentar-se no solo por fluxo de massa. No Brasil, a aplicação de potássio às culturas é feita quase que totalmente no plantio

e/ou cobertura, em aplicação direta ao solo ou via fertirrigação. Algumas vezes, a aplicação é complementada com adubações foliares (ZANINI, 1991). Outro aspecto abordado por Gonçalves et al. (2008) é a importância econômica deste nutriente, tendo em vista que o potássio está presente na fertirrigação da maioria das culturas.

Na solução do solo este nutriente apresenta-se na forma de K⁺ e por ser um nutriente móvel, pode ser facilmente perdido ao longo do perfil do solo, sendo necessárias aplicações freqüentes deste elemento (LIMA, 2009). Os mecanismos que controlam o transporte de potássio no solo são baseados na rápida troca com outros cátions no solo. Quando a quantidade de potássio no solo é relativamente pequena em relação à capacidade de troca de cátions, a absorção é controlada principalmente pelas variações da concentração de potássio na solução do solo. Quando a concentração de potássio na solução do solo aumenta, a capacidade tampão do potássio decresce e a velocidade de transporte do potássio se incrementa.

De forma geral, Sparks e Huang (1985), indicam que o potássio do solo pode ser lixiviado, adsorvido pelo solo ou absorvido pela planta. Os fatores que influenciam no movimento do potássio no solo são a condutividade hidráulica, o pH do solo, o método e a taxa de aplicação deste elemento, a umidade do solo e a absorção pela planta. A habilidade do solo em reter o potássio aplicado é muito dependente da capacidade de troca de cátions do solo, assim, as quantidades de argila e matéria orgânica no solo, influenciam, fortemente, no grau de lixiviação (JOHNSTON et al., 1993; SHEPHERD; BENNETT, 1998).

Não obstante à sua alta mobilidade, pouco se tem pesquisado sobre os impactos nos corpos hídricos causados pela presença do íon potássio oriundo da aplicação da fertirrigação. Este desinteresse está diretamente relacionado à falta de informações sobre seu impacto nos corpos hídricos bem como à falta de técnicas "*in situ*" que determine a concentração de potássio na solução lixiviada por drenagem profunda em áreas agrícolas.

Neste contexto, Scalopi e Brito (1986), comentam que apesar de presente em pequenas quantidades, o potássio, pode estar incluído entre os principais constituintes da salinidade do solo. Corrobora essa idéia, Jalali (2005), afirmando que um aumento da concentração de potássio pode ser esperado nas águas subterrâneas em áreas de uso de terras agrícolas, como conseqüência da lixiviação deste nutriente. Kolahchi e Jalali (2007), explicam que esse impacto é evidenciado em solos com características texturais arenosas devido à baixa capacidade de troca catiônica das partículas do solo, o que favorece a lixiviação do potássio. Associado a isso, em climas áridos e semi-áridos a alta evaporação e a alta dependência da irrigação favorecem ao aumento da concentração deste nutriente no solo.

Johnstons e Goulding (1992), realizando um estudo sobre a lixiviação do potássio em solo com características textural arenosa, observaram lixiviação de 1 kg (K⁺) ha⁻¹, durante uma precipitação de 100 mm na área de produção agrícola.

Posteriormente, Johnstons et al. (1993), em solo de textura franco-argilosa, observaram lixiviação de potássio do perfil do solo que atingiu concentrações de 20 a 80 Kg ha⁻¹ em um ano e meio. Valor próximo ao encontrado por Heming e Rowel (1997), 74 kg ha⁻¹ por ano.

Além disso, a lixiviação deste nutriente no perfil do solo pode elevar a concentração de potássio na água além do limite da água potável para 12 mg L⁻¹, de acordo com World Health Organization (1993) e Griffioen (2001); fato comumente encontrado em água de poços localizados próximo a áreas agrícolas.

Portanto, o monitoramento deste íon na solução do solo é tão importante quanto é o monitoramento do nitrato, em ambos os contextos: agronômico e ambiental.

2.1.2.3 Cloreto

O cloro é um elemento que ocorre na forma iônica Cl⁻, sendo componente comum de sai solúveis, com NaCl, KCl, CaCl₂ e MgCl₂. No solo, o íon cloreto é muito móvel, apresentando comportamento semelhante ao nitrato e sendo facilmente lixiviado. Além disso, esse elemento origina-se de sais inclusos nas rochas ou no material de origem, de adições atmosféricas ou pela água de irrigação, mas, principalmente, de adubações com cloreto de potássio (RAIJ, 2011).

Krame e Kozloeski (1979), acrescentam que o cloreto (CI) apresenta-se em águas subterrâneas, oriundo da percolação da água pelos solos e rochas.

O cloreto não é adsorvido ou retido pelo solo, por isso ele se move rapidamente com a água do solo e é absorvido pelas culturas participando das atividades fotossintéticas, move-se no fluxo da transpiração, e se acumula nas folhas. Observa-se que sintomas de lesões nas folhas podem se desenvolver, caso a sua concentração de cloreto exceda a tolerância da cultura. Os sintomas vão desde queimadura a secagem de folhas de tecido foliar (MAAS, 1984).

Normalmente, as lesões na planta ocorrem primeiro nas pontas das folhas (o que é típico para a toxicidade cloreto), e progride da parte dianteira para traseira ao longo das bordas com o aumento da gravidade. Necrose excessiva, (tecido morto), é muitas vezes acompanhada de queda precoce de folhas ou desfolhamento.

Apesar da ampla aplicação na fertirigação do KCI os efeitos do acúmulo do cloreto não tem sido notados nas culturas, o que indica sua lixiviação no perfil do solo. Uma indicação disto foi relatada por Andrade et al. (2009) que encontraram concentrações de cloreto na água de poços ao investigar os impactos da irrigação no lençol freático sob condições de cultivo.

Apesar de não apresentar toxicidade ao ser humano, salvo em casos específicos, o nível recomendado da concentração do íon na água potável, pela portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, não deve exceder 250 mg L⁻¹, isso porque a partir deste valor há mudança em termos de sabor da água.

2.1.3 Métodos para o monitoramento ambiental da composição iônica da solução do solo

Devido às importantes interações dos íons com o ambiente é crescente a quantidade de estudos, na área de instrumentação, com o objetivo de obter informações sobre o sistema solo-água-planta-atmosfera. Neste contexto, Joaquim Júnior (2003) comenta que o conhecimento da umidade volumétrica (θ , m³ m⁻³) é de suma importância para o entendimento da dinâmica da água e de solutos no solo.

O monitoramento de θ é comumente feito mediante o uso de tensiômetro ou por meio do método gravimétrico (padrão). Ambos apresentam importantes limitações práticas. O primeiro, só consegue cobrir cerca de 40 % da água disponível em solos argilosos e, de perdas de escova nos solos arenosos, apesar de que, quando funcionam nestes solos, cobrem cerca de 70 % da água disponível; e o segundo é limitado por ser um método destrutivo e por demandar muito tempo (aproximadamente 24 horas) para se obter o resultado final (BERNARDO, 1995).

Por sua vez, a concentração iônica e a salinidade da solução do solo são normalmente monitoradas a partir de amostras de solo ou solução do solo (RHOADES; OSTER, 1986). O primeiro caso, de acordo com Silva et al. (2005), temse o inconveniente de destruir a estrutura do solo, além da limitação no tempo e no espaço, em razão dos resultados representarem uma condição iônica e, ou, salinidade do solo, referente apenas ao momento e ao volume de solo em que foi realizada. Cabe ainda ressaltar que a amostragem do solo para a obtenção do extrato de saturação requer trabalho e tempo disponível, pois há necessidade do processamento da amostra, a qual demanda um período de 24 horas; e no segundo caso a umidade do solo deve ser tal, que permita o fluxo da solução presente no solo para o interior do extrator, mediante a passagem através da cápsula porosa. Segundo Coelho et al. (2007), caso a umidade do solo corresponda a potenciais próximos de -70 kPa, não haverá fluxo de solução para a cápsula e portanto o uso dos extratores deixa de ser adequado.

Portanto, uma alternativa viável para esse fim, é a aplicação da Técnica da Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR), a qual possibilita a obtenção simultânea da umidade do solo (θ) e da condutividade elétrica aparente (CEa), em tempo real e em curtos intervalos de tempo; sendo mínimo o distúrbio da estrutura dos solo. Isso, possibilita de forma indireta o conhecimento da condutividade elétrica da solução do solo (CEw) e da concentração de nutrientes nesta solução (Ci) (SANTOS et al., 2009; SANTANA et al., 2007; MMOLAWA; OR, 2000).

2.1.4 Princípio de Funcionamento da Técnica TDR (Time Domain Reflectometry)

A partir de informações da condutividade elétrica aparente do solo (CEa) e da umidade volumétrica (θ), pode-se obter a condutividade elétrica da solução do solo (CEw) e por conseguinte a concentração de um determinado íon predominante nesta solução (Ci). Antes de explicar como essas variáveis se relacionam faz-se necessário entender quais são as teorias pertencentes à Técnica da Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR) que a fundamentam como uma ferramenta confiável na estimativa da umidade e da condutividade elétrica aparente do solo.

2.1.4.1 Determinação da umidade do solo

De acordo com Oro (2006), qualquer material, sendo puro ou composto, poderá ser descrito ou caracterizado por algumas de suas grandezas físicas, podendo ser massa, volume, temperatura, umidade, etc. Dessa maneira, segundo explica o autor, o comportamento dielétrico de um dado material pode ser caracterizado pela sua permissividade (F m⁻¹), mais comumente descrita como

permissividade relativa. Relata-se, portanto, que a constante dielétrica (K) é a razão da permissividade do material pela do vácuo (8,854 x 10⁻¹² F m⁻¹).

Tommaselli e Bacchi (2001) descrevem que a técnica consiste em medir o tempo de deslocamento t (ns) de uma seqüência de pulsos eletromagnéticos que possuem harmônicos na freqüência de microondas em linhas de transmissão (antena) composta de duas ou mais hastes de aço de comprimento conhecido L (cm), introduzida no solo.

A velocidade de uma onda eletromagnética em um meio é determinada pela constante dielétrica, K*, que pode ser expressa, segundo Kraus (1991), como:

$$K^* = K' + j\left(K'' + \frac{CE_{wd}}{\omega\varepsilon_0}\right) \tag{1}$$

onde: K' é a parte real da constante dielétrica, K" a perda dielétrica, CE_{wd} a condutividade em água deionizada (siemens m⁻¹), ϵ_0 a permissividade no vácuo (8,854 x 10⁻¹² F m⁻¹), ω a freqüência angular (rad s⁻¹) e j é a raiz quadrada de -1, ou seja, um número complexo.

De forma geral, K'' é muito menor do que K' e em altas freqüências $\sigma/(\omega \epsilon_0)$ é muito pequeno. Outrossim, a parte real K' é pouco dependente de variações de freqüência quando estas apresentam-se entre 1 MHz e 1 GHz, então K* é praticamente real e constante, eq. (2), (RODRIGUEZ et al., 1999).

$$Ka = K^* \cong K' \tag{2}$$

onde: Ka é chamado de constante dielétrica aparente.

A velocidade de uma onda eletromagnética em uma linha de transmissão é apresentada por Kraus (1991), como sendo:

$$V = c \left[K^* \left(1 + \sqrt{1 + tg^2 \delta} \right) / 2 \right]^{-1/2}$$
(3)

onde: c é a velocidade da luz no vácuo (3x10⁸ m/s), K* é a constante dielétrica do material inserido entre o condutor e a malha, e:

$$tg\delta = \left(K'' + \frac{\sigma}{\omega\varepsilon_0}\right)/K' \tag{4}$$

No caso de altas freqüências e se o meio não contém materiais ferromagnéticos, ou seja, considerando as perdas mínimas, o valor da tg $\delta \ll 1$ a eq.(3) se apresenta como:

$$V = c / \sqrt{K_a} \tag{5}$$

Portanto, seguindo este raciocínio, pelas teorias do magnetismo, sabe-se que a velocidade de um pulso eletromagnético em um meio condutor é dada pela razão entre a velocidade da luz no vácuo e a raiz quadrada da constante dielétrica do material circundante, eq.(5); sendo V = velocidade do pulso (m.s⁻¹), c = velocidade da luz no vácuo (3.10⁸ m.s⁻¹) e ka = permissividade relativa ou constante dielétrica aparente.

O procedimento padrão que permite o cálculo da velocidade de propagação é emitir, por uma haste metálica de um dado comprimento L, um pulso eletromagnético que irá se propagar até o final da haste, onde encontrará um estrangulamento eletrônico causado pela mudança abrupta de impedância. Devido ao estrangulamento eletrônico, um pulso ressoante retornará até o início da haste, permitindo a medição do tempo transcorrido entre a emissão do pulso e a recepção do eco. Portanto considerando-se a velocidade média, tem-se:

$$V = 2L/t \tag{6}$$

sendo: v = velocidade do pulso (m s⁻¹), L = comprimento da haste (m) e t = tempo (s). Pela união das eq. (5) e eq. (6), obtém-se a eq. (7), a qual permite determinar a constante dielétrica do meio baseando-se no tempo em que o pulso eletromagnético gasta para ir e voltas na haste metálica.

$$Ka = \left(\frac{t \times c}{2 \times L}\right)^2 \tag{7}$$

Sendo k = constante dielétrica aparente do solo, c = velocidade da luz no vácuo $(3.10^8 \text{ m.s}^{-1})$, t = tempo (s) e L = comprimento da haste (m).

Na equação utilizada pelo equipamento TDR 100 o termo (t.c/2) na eq. (7), é reduzido a um comprimento aparente da sonda L_a , eq.(8), fornecido pelo TDR, (BAKER; ALLMARAS, 1990; CAMPBELL, 2007):
$$Ka = \left(\frac{La}{L}\right)^2 \tag{8}$$

A água tem constante dielétrica relativa (valor igual a 81), bem maior que a dos materiais constituintes do solo (3 a 5) e do ar (1) (WANG, 1980), portanto, quanto maior o conteúdo de água do solo, maior será a sua constante dielétrica aparente, e maior será o tempo de deslocamento do pulso aplicado. A grande disparidade do valor da constante dielétrica da água em relação aos materiais do solo permite a sua determinação por essa técnica, uma vez que a maior parte do efeito do retardamento do pulso na antena é decorrente do conteúdo de água no solo (TOMMASELLI; BACCHI, 2001).

A calibração da TDR, relação entre a constante dielétrica aparente e a umidade volumétrica, vem sendo amplamente estudada por pesquisadores, entre eles destacam-se: o estudo pioneiro realizado por Topp et al. (1980), eq.(9), que se sugere uma equação universal de calibração:

$$\theta = -5.3 \times 10^{-2} + 2.92 \times 10^{-2} Ka - 5.5 \times 10^{-4} Ka^2 + 4.3 \times 10^{-6} Ka^3$$
(9)

O estudo realizado por Ledieu et al. (1986), destacou-se por apresentar uma equação simples que descrevesse o comportamento da referida relação:

$$\theta = 0.1138 \times \sqrt{Ka} - 0.1758 \tag{10}$$

Posteriormente, nos anos 90, outro modelo foi embasado fisicamente, proposto por Roth et al. (1990):

$$\theta = \frac{\varepsilon_b^\beta - (1 - n)\varepsilon_s^\beta - n\varepsilon_a^\beta}{\varepsilon_w^\beta - \varepsilon_{ab}^\beta}$$
(11)

Em que ϵ_s , ϵ_a , ϵ_w são, respectivamente, as capacidades dielétricas da fase sólida, gasosa e líquida do solo, n é a porosidade do solo (m³ m⁻³) e β é um parâmetro adimensional relacionado com a geometria do meio poroso.

Apesar do destaque dado à equação universal, é consenso entre os pesquisadores: Vaz et al. (2004); Chicota (2003); Tommaselli (1997), dentre outros, de que a referida equação proposta por Topp et al. (1980), não possui aplicabilidade universal, uma vez que alguns atributos do solo podem conferir erros às medições. Por exemplo: em solos tropicais, o elevado teor de óxido de ferro freqüentemente constitui-se como fonte significativa de erros (TOMMASELLI, 1997); segundo Jones

et al. (2002) a equação universal falha na descrição da relação entre umidade volumétrica e constante dielétrica para solos com umidade acima de 0,5 m³ m⁻³, solos orgânicos ou solos minerais ricos em matéria orgânica.

Portanto, no emprego da técnica recomenda-se uma calibração local que considere as peculiaridades do solo em questão.

2.1.4.2 Determinação da condutividade elétrica aparente (CEa)

A medição da condutividade elétrica pela TDR é baseada na atenuação do sinal de voltagem aplicado através do meio de interesse. Quando a onda eletromagnética propaga-se ao longo das hastes inseridas no solo, a energia do sinal é atenuada proporcionalmente à condutividade elétrica ao longo da haste. Essa proporcional redução na voltagem do sinal é precisamente relacionada com a condutividade elétrica do solo (JONES et al., 2002).

Este princípio, apresentado por Giese e Tiemann (1975) tem sido aplicado para medições de condutividade elétrica por diversos pesquisadores, entre eles: Souza et al. (2006a, 2006b). A expressão comumente usada é descrita na eq. (12):

$$CEa = K_p \times \frac{(1-\rho)}{Z_c \times (1+\rho)}$$
(12)

Onde CEa = condutividade elétrica aparente do meio, K_p = constante da sonda, determinada experimentalmente, Z_c = impedância do cabo (50 ohm), e ρ = coeficiente de reflexão. O coeficiente de reflexão é uma proporção da voltagem refletida para a voltagem aplicada e varia entre valores de mais, ou menos, um (CAMPBELL, 2007).

2.1.5 Monitoramento da composição iônica da solução do solo pela Reflectometria no domínio do tempo

Como dito anteriormente, a TDR, após minucioso processo de calibração que será detalhado na metodologia deste trabalho, fornece a CEa e θ do solo. é possível relacionar essas informações com a CEw, e por fim com a concentração de um íons específico, conforme se explica a seguir.

2.1.5.1 Modelos matemáticos que relacionam CEw, θ e CEa

Dentre os modelos matemáticos que relacionam θ, CEa e CEw, aplicados a TDR, destacam-se:

O modelo pioneiro desenvolvido por Rhoads et al. (1976), para determinação da CEw a partir da CEa e da θ foi desenvolvido experimentalmente em laboratório empregando amostras indeformadas de 4 tipos de solo com características texturais contrastantes. O produto deste estudo foi um modelo empírico simples que envolve três parâmetros, eq. (13):

Modelo 1: Rhoads et al. (1976)

$$CEw = \frac{CEa - CEs}{a\theta^2 + b\theta}$$
(13)

em que,

CEw = condutividade elétrica na solução do solo;

CEa = condutividade elétrica aparente do solo;

CEs = condutividade elétrica da fração sólida do solo, diretamente associada com as trocas iônicas na interface sólido-líquido do solo e é normalmente considerada como sendo um valor constante para cada solo;

 θ = umidade volumétrica (m³ m⁻³); e

"a" e "b" = parâmetros de ajuste da equação (adimensional).

Posteriormente, Nadler et al. (1984) desenvolveram um modelo que leva em consideração a tortuosidade dos poros do solo. O referido autor avaliou o modelo monitorando a CEw no perfil do solo sendo este fertirrigado com soluções de 3,6 e 6,5 dS.m⁻¹ via sistema de irrigação por gotejamento. A amplitude textural das camadas de solo foi considerada individualmente a fim de generalizar os resultados obtidos. O modelo, fruto deste estudo se caracteriza pelo embasamento físico e pelo baixo número de parâmetros empregados.

Modelo 2: Nadler et al. (1984)

$$CEw = ft(CEa - \delta CEs)F(\theta) \tag{14}$$

em que:

 f_t = fator de correção da CEw quanto ao efeito da temperatura (adimensional), de acordo com Salinity Laboratory Staff (1954);

 δ = parâmetro de ajuste da equação (adimensional);

 $F(\theta)$ = parâmetro empírico que prevê o efeito da tortuosidade dos poros do solo sobre o fluxo de corrente elétrica no meio poroso (adimensional);

Sendo os valores de F(θ), ft e δ obtido pelas seguintes equações:

$$ft = 1 + \frac{(25-T)}{49,7} + \frac{(25-T)^2}{3728}$$
, para valores $20 \le T \le 47 \text{ °C}$ (15)

$$\delta = \frac{(\phi_S - \theta_{WS})^2}{\phi_S} \tag{16}$$

$$F(\theta) = \frac{1}{\theta - \theta_{WS}} \tag{17}$$

em que:

T= temperatura do solo (°C);

 ϕ_s = conteúdo volumétrico da fração sólida do solo (m³ m⁻³), obtido pela razão entre a massa específica do solo e a massa específica das partículas; e

 θ_{ws} = água higroscópica do solo.

O modelo a seguir, foi desenvolvido para corrigir alguns erros relacionados ao modelo apresentado na eq. (13). Segundo estudos realizados por Nadler (1981) e Nadler e Frenkel (1980), a relação entre a ECa e a CEw, quando a umidade do solo é constante, se tornava curvilínea para valores de CEw menores do que 4 dS.m⁻¹. Por sua vez Rhoads et al. (1989) desenvolveram um modelo com a proposta de apresentar maior precisão quando se trata de baixos valores de CEw e θ .

Modelo 3: Rhoads et al. (1989)

$$CEw = \left[CEa - \frac{(\phi_s + c\theta + d)^2}{\phi_s}\right] \times \frac{1}{\theta - (c\theta + d)}$$
(18)

em que:

"c" e "d" = parâmetros de ajuste da equação (adimensionais).

Modelo 4: Mualen e Friedman (1991)

$$CEw = (CEa - CEs) \times \left(\frac{\theta_S}{\theta^{\alpha}}\right)$$
 (19)

em que:

 α = parâmetro de ajuste da equação (adimensional); e

 θ_s = umidade volumétrica na saturação.

O modelo desenvolvido por Heimovaara et al. (1995) foi um dos primeiros a empregar a TDR para determinação da CEw a partir de informações de CEa e θ.

Modelo 5: Heimovaara et al. (1995)

$$CEw = \frac{CEa}{(\theta - \theta r)^{\beta + 1}} \times \frac{1 - \left(1 - \theta^{\frac{1}{q}}\right)^{q}}{\left[1 - \left(1 - \theta^{\frac{1}{m}}\right)^{m}\right]^{2}}$$
(20)

em que:

" β ", "m" e "q" = parâmetros de ajuste da equação (adimensionais);

 θ r = umidade residuária (m³ m⁻³);

 Θ = saturação efetiva do solo (m³ m⁻³);

A saturação efetiva do solo é definida como sendo:

$$\Theta = \frac{(\theta - \theta r)}{(\theta s - \theta r)} \tag{21}$$

em que:

 θ s = umidade na saturação (m³ m⁻³).

A partir do preenchimento de colunas de solo com a mostras deformadas de solo argiloso, Vogeler et al. (1996) obtiveram um modelo empírico simples, mas com quatro parâmetros de ajuste.

Modelo 6: Vogeler et al. (1996)

$$CEw = \frac{CEa - (a\theta - b)}{(c\theta - d)}$$
(22)

em que:

"a", "b", "c" e "d" = parâmetros

O modelo empírico apresentado a seguir foi desenvolvido para intervalo de CEw entre 0,2 e 4,0 dS m⁻¹. Os autores o validaram em laboratório e em campo para um solo de de origem vulcânica.

Modelo 7: Munõz-Carpena et al. (2005)

$$CEw = \frac{CEa - c\theta^2}{(a\theta^2 - b\theta)}$$
(23)

em que:

"a", "b" e "c" = parâmetros de ajuste da equação (adimensionais).

Cabe ainda ressaltar que os valores de CEw, CEa e CEs das eq. (14), (18) e (23) são dados em S m⁻¹, ao passo que para as eq. (13), (19), (20) e (22) em dS m⁻¹.

De forma geral, os modelos de Rhoads et al. (1976); Vogeler et al. (1996); e Mualen e Friedman (1991) têm tido destaque maior por melhor relacionar CEa, CEw e θ , em comparação com os outros modelos (SANTANA et al., 2004, 2007; COELHO et al., 2004).

2.1.5.2 Relação entre CEw e Ci

Finalmente, após o ajuste dos parâmetros dos modelos e seleção dos que melhor explicaram a relação entre CEw, CEa e θ, é possível relacionar a CEw com a concentração específica de um determinado íons (Ci) presente na solução do solo utilizando-se equações do tipo potência, eq. (24), (SANTANA et al., 2007; MMOLAWA; OR, 2000) e linear, eq. (25), (SANTANA et al., 2007; MUÑOZ-CARPENA et al., 2005, 2005; HEIMOVAARA et al., 1995).

$$CEw = \eta Ci^{\rho} \tag{24}$$

$$CEw = \eta + \rho Ci \tag{25}$$

Diversos trabalhos têm sido conduzidos com o emprego da TDR para o monitoramento ambiental da solução do solo seja no ajuste de modelos de extração da solução do solo pelas raízes seja para prever concentrações de nutrientes lixiviados. Dentre os íons monitorados destacam-se o nitrato (SANTOS et al., 2009; MMOLAWA; OR, 2000) e o potássio (SANTANA et al., 2007; COELHO et al., 2004).

Dessa maneira, diante do exposto, buscou-se desenvolver esta pesquisa para alcançar os seguintes objetivos:

- Avaliar modelos matemáticos que melhor possam estimar a condutividade elétrica da solução do solo a partir da CEa e da θ, monitorados pela TDR, para dois tipos de solo com características texturais contrastante: areia-franca e argilo-arenoso;
- 2) Determinar a melhor relação entre CEw e Ci para monitoramento das concentrações de nitrato, potássio e cloreto aplicados via água de irrigação; e
- Monitorar o movimento destes íons em colunas de solo não saturado avaliando a viabilidade da TDR em determinar suas concentrações na solução lixiviada.

2.2 Material e Métodos

A pesquisa foi conduzida junto ao Laboratório de Irrigação e Fertirrigação da Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical em Cruz das Almas – BA, sendo composta por dois experimentos. No primeiro (Experimento 1), foi feita a aplicação de KCI em colunas de solo e, após o ajuste, foi feita a calibração e escolha dos modelos que melhor relacionaram CEa, CEw e θ , para cada tipo de solo, e passou-se a relacionar a CEw com as concentrações de potássio (Ci_{pot}) e cloreto (Ci_{clo}) separadamente para o mesmo volume de solução do solo, utilizando-se equação dos tipos: linear e potência.

No segundo, (Experimento 2), seguiu-se o mesmo raciocínio, entretanto aplicou-se o KNO₃ e foram estimadas as concentrações de nitrato (Ci_{nit}) e potássio (Ci_{pot1}) para os dois tipos de solo empregado neste trabalho.

2.2.1 Características físico-hídricas do material de solo

Foram utilizados dois materiais de solo com características texturais distintas. Inicialmente foram homogeneizadas e separadas 3 amostras de cada solo, as quais foram secas em estufa a 105 °C, destorroadas e peneiradas em uma malha de 2 mm para análise textural, de acordo com metodologia apresentada pela Embrapa (1997).

Pela Tabela 1, observa-se a classificação textural do material de solo estudado: areia franca (Af) e argila arenosa (Aa). Importante salientar que essa amplitude textural faz-se necessária à percepção das diferentes movimentações de soluto no solo, bem como das diferentes respostas quanto à adsorção de nutrientes às partículas do solo, tendo em vista que haverá mais interação do solo "Aa" com a solução do solo devido ao maior número de partículas de argila.

	ensucas no	icas ua cias	se lexiulai u	o solo estuda	.00			
Classa	Areia	Silte	Argila	Densidade				
Textural		(g Kg⁻¹)		Solo	(Kg Kg⁻¹)	Partícula		
Areia franca	866	84	50	1,67		2,40		
Argila Arenosa	497	107	396	1,38		2,32		

Tabela 1 - Características físicas da classe textural do solo estudado

Adicionalmente a fim de se obter as curvas de retenção de água no solo, seguindo-se metodologia da Embrapa (1997), para os dois solos estudados, deste material tratado para a análise granulométrica, foram separadas amostras deformadas, acomodadas em cilindro e estabelecidos nove pontos de tensão: 1, 2, 4, 10, 30, 50, 100, 500, 1500 kPa, com três repetições para cada ponto. Assim foram originadas duas curvas de retenção de água no solo, (Figura 1). Os quatro primeiros

pontos foram obtidos na mesa de tensão, e os valores de tensão mais elevados, de 30 a 1500, foram obtidos na câmara de Richards (KLUTE, 1986). Tomou-se cuidado de manter a densidade do solo próxima a utilizada posteriormente nas colunas de solo, apresentada na Tabela 1.



Figura 1 - Curva de retenção da água no solo, ajustadas pelo modelo de van Genuchten (1980) para ambas texturas: textura argilo-arenoso e areia-franca

Os dados foram ajustados ao modelo proposto por Van Genuchten (1980), sendo o algoritmo de Levenberg-Marquardt utilizado para ajuste dos parâmetros da referida equação (Tabela 2), assumindo-se a restrição de que o parâmetro m=1-(1/n), e n>1.

Tabela 2 - Parâmetros da curva de retenção	ão de água	para os dois	materiais de s	solo estudados
--	------------	--------------	----------------	----------------

Classo	Parâmetros de ajuste da equação (Van Genuchten, 1980)*								
Toxtural	θ _r	θs	~		D2				
Textural	(m	1 ³ M ³)	u	n	K-				
Areia franca	0,0143	0,2729	0,637	1,483	0,9747				
Argila Arenosa	0,0694	0,3559	1,166	1,356	0,9870				

*considerando-se m=1-(1/n), e n>1; e utilizando o algoritmo de Levenberg-Marquardt para ajuste dos parâmetros

A condutividade hidráulica do solo saturado (K_o) foi obtida pela metodologia EMBRAPA, (1997), sendo de 45,83 cm h⁻¹ e de 70,43 cm h⁻¹, respectivamente para os materiais de solos "Aa" e "Af". A partir desta informação e dos parâmetros da equação de Van Genuchten pôde-se conhecer a condutividade hidráulica do solo não saturado K(θ) pelo modelo de Mualem (1976) e Van Genuchten (1980), eq. (26).

$$K(\theta) = K_0 \theta^l \left[1 - \left(1 - \theta^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$$
(26)

em que:

 K_0 = condutividade hidráulica saturada do solo (cm h⁻¹);

 $K(\theta)$ = condutividade hidráulica do solo não saturado, função da umidade (cm h⁻¹);

I = parâmetro empírico, considerado igual a 0,5 para a maioria dos solos (adimensional); e

m = parâmetro da curva de retenção da água no solo (adimensional).

O valor da saturação efetiva foi obtido pela eq. (27).

$$\Theta = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \tag{27}$$

em que:

 θ = umidade volumétrica do solo (m³ m⁻³);

 θ r = umidade volumétrica residual do solo (m³ m⁻³); e

 θ s = umidade volumétrica do solo na condição de saturação (m³ m⁻³).

Dando continuidade à caracterização físico-hídrica, a fração volumétrica ocupada pelos sólidos no solo foi obtida pela expressão:

$$\phi_S = \frac{\rho_s}{\rho_p} \tag{28}$$

em que:

 ϕ_s = conteúdo volumétrico da fração sólida do solo (m³ m⁻³), obtido pela razão entre a massa específica do solo e a massa específica das partículas;

 ρ_s = densidade do solo (kg kg⁻¹); e

 ρ_p = densidade das partículas (kg kg⁻¹).

Pela Tabela 3, pode-se verificar as características químicas dos materiais de solos empregados neste experimento. Nota-se que em ambos foram encontrados valores baixos tanto para as concentrações de potássio quanto para pH. Como esperado, a CTC (Capacidade de Troca de Cátion) foi maior no solo argiloso devido à maior presença de partículas de argila.

Tabela 3 - Características químicas iniciais das classes texturais dos solos estudados

Classe	pН	M.O	Ρ	K	Са	Mg	H+AI	AI	S.B	C.T.C	Sat. Bases	Sat. Al
Textural	•	g.dm⁻³	mg dm³				mmol _c (dm⁻³			V%	m%
Areia F.	4,0	9	4	0,5	4	1	20	3	6	26	22	35
Argila A.	4,1	19	8	3,5	10	8	42	5	22	64	34	19

2.2.2 Construção e calibração das sondas de TDR

Foram construídas 22 sondas, cada uma com três hastes paralelas contínuas de aço inoxidável (AISI 304; \emptyset = 3mm), espaçadas de 1,7 cm de acordo com a recomendação de Silva et al. (2005a). As hastes foram segmentadas e "afiadas" de forma que obtivessem 125 mm de comprimento dos quais 100 mm servem para condução e análise do tempo do pulso eletromagnético; os outros 25 mm são destinados a sua sustentação.

Um cabo coaxial (RG – 58; 50 Ω , 65% de cobertura de malha), com um conector BNC em sua extremidade, foi soldado nas três hastes, onde o condutor externo do cabo foi ligado às duas hastes laterais e o interno na haste central (Figuras 2A e 2B) (PONCIANO et al., 2011a).





Para a soldagem foi utilizada uma estação de solda e uma liga de estanho (Sn 63/37). Precedendo a soldagem e objetivando a remoção de impurezas que pudessem interferir na qualidade da solda aplicada entre o contato da haste com a malha do cabo coaxial, foi feita a limpeza da superfície da haste com uma solução de ácido fosfórico a 1%.

Os componentes da sonda TDR, haste e cabo coaxial, foram acoplados a um gabarito que contém um molde de silicone no formato desejado das sondas (Figura 3). Nesta etapa aconselha-se a aplicação de vaselina nas paredes do gabarito de silicone para facilitar a retirada das sondas ao final do processo. Após a aplicação de vasilina nas paredes do gabarito a resina epóxi foi misturada a um catalisador (na proporção de ¼) até que esta mistura alcançasse coloração homogênea, a fim de acelerar o endurecimento do bloco; e por fim, a resina foi aplicada no gabarito até que não se visualizasse mais a junção, pela solda, do cabo com as hastes. Esta etapa objetiva a formação de um bloco resistente, promovendo sustentação ao esqueleto das sondas, isolando a junção da haste com o cabo coaxial e gerando um pico de impedância essencial a correta interpretação do tempo de translado do pulso eletromagnético na haste fora da resina.

Após 8 horas de aplicação da resina epóxi as sondas adquiriram resistência suficiente e puderam ser retiradas do interior do gabarito. A retirada foi facilitada pela vaselina no interior do perfil do molde de silicone. Em seguida, utilizou-se um teste de continuidade (facilmente encontrado em multímetros) para localizar possíveis falhas nas junções da soldas das sondas confeccionadas, entretanto nenhuma foi encontrada.



Figura 3 - Fase de endurecimento da resina epóxi no gabarito de silicone com sondas TDR manufaturadas

Para o bom desempenho da TDR 100 algumas variáveis precisaram ser informadas em sua programação. Para isto utilizou-se o Software PCTDR versão 2.0 (Figura 4), onde foram geradas *waveforms* das sondas em água deionizada. Sabe-se que sob estas condições espera-se que a constante dielétrica da água se aproxime de 81, como citado anteriormente. Importante lembrar que essa etapa foi realizada com o arranjo (multiplexador e comprimento de cabo) que se utilizou no experimento, minimizando possíveis erros relacionados à sua calibração, como destacam Ponciano et al. (2011b).



Figura 4 – Waveform gerada pela imersão de sonda TDR em água destilada, obtido pelo software PCTDR

O número 1 que pode ser observado na Figura 4 (canto superior esquerdo) representa o comprimento do cabo coaxial, que no exemplo ilustrativo é de 4 metros. Deve-se ajustar este valor e o *start* de forma que a *waveform* fique localizada na parte central da tela. O número 2 indica o pico de impedância gerado pelo bloco resistente feito de resina epóxi, este é o início da análise da *waveform*. O número 3 sinaliza a área a ser analisada pelo algoritmo que é formatado para identificar mudanças bruscas de impedância na *waveform*, indicando assim o início e o final da análise, linhas tracejadas verde e vermelha, respectivamente. Apesar do início da análise ser apresentado pelo algoritmo antes do bloco resistente, o item PROBE-offset localizado no canto superior direito da Figura 4, garante a correta análise pelo software. Após o levantamento dessas informações: início (start) e comprimento do cabo coaxial (lenght), com o arranjo experimental utilizado durante todo o experimento (valores apresentados em anexo), iniciaram-se as calibrações quanto à determinação da umidade e condutividade elétrica aparente do solo.

2.2.1 Determinação da umidade do solo pela TDR

A calibração quanto às leituras de umidade dos sensores foi feita a partir de amostras de material de solo coletado na área experimental. Em seguida, os materiais de solo foram conduzidos ao laboratório onde se seguiu a metodologia de TFSA (seco ao ar, destorroado e passado em peneira de 2 mm) (Figura 5A), e posteriormente colocando-os em tubos de PVC e acomodando-o de forma homogênea até atingir a densidade do solo apresentados anteriormente na Tabela 1. Na parte inferior do tubo foi fixada uma manta de nylon com abertura de 25 μ mesh (Comegna et al., 1999) com a função de evitar perda de partículas de solo durante a calibração.

Imediatamente após esta etapa foram inseridas as guias de onda no solo até cobrir completamente as hastes de aço inox. A seguir, os tubos com solo foram imersos por 24 horas em um recipiente com água de forma que a altura da lâmina d'água alcançasse dois terços da altura do solo a fim de saturá-los (Figura 5B).



Figura 5 – Destorroamento de solo na peneira de 2 mm (a) e saturação do solo em recipientes de PVC com sondas TDR (b)

A partir daí iniciaram-se as leituras do peso do conjunto composto pelo tubo, sonda, solo e manta (Figura 6); imediatamente após a pesagem conectava-se as sondas a TDR100 para determinação da constante dielétrica do solo (Ka) correspondente àquela pesagem.



Figura 6 - Procedimento de calibração composto pela coleta da Ka do solo A); e pesagem do conjunto: solo, coluna de PVC, sonda e malha, B)

A princípio, este procedimento foi realizado em intervalos de 5 minutos, pois as perdas iniciais de água por percolação foram elevadas, mas à medida em que ocorreu a redução do volume percolado e já não se notava grandes variações de peso nem da Ka, passou-se a levar as amostras para a estufa.

Cabe ainda salientar que, devido à forte influência das altas temperaturas sobre o cabo coaxial ocasionando erros na determinação da Ka fez-se necessário, após a retirada das amostras da estufa, que estas atingissem valores da temperatura ambiente para que então se procedesse com a pesagem e leitura acima descritas. A umidade gravimétrica referente a cada pesagem do conjunto, determinada pela eq.(29):

$$\theta = \frac{(P1 - P2)}{(P2 - P3)} \times \rho_S \tag{29}$$

em que:

 θ = umidade volumétrica (m³ m⁻³);

P1 = Peso do conjunto: tubo, solo, sonda e tela (kg);

P2 = Peso do solo seco com o conjunto (kg);

P3 = Peso do tubo, sonda e tela (kg); e

 ρ_s = densidade do solo.

Ajustou-se por fim, mediante orientações de Coelho et al. (2006), uma equação polinomial do terceiro grau que descrevesse a relação entre θ e Ka, de forma que se pudesse, a partir de valores da Ka, determinar a umidade volumétrica do solo.

2.2.4 Determinação da CEa pela TDR

Pela equação de Giese e Tieman (1975), (eq.30), já comentada anteriormente, o termo Kp, também conhecido como constante da sonda, depende de suas características geométricas e é, na verdade, um coeficiente multiplicador, ou angular, da referida equação. Este parâmetro entra na programação da TDR inserida no data logger e deve ser obtido de forma experimental devido as peculiaridades e variações dos materiais empregados na fabricação.

$$CEa = K_p \times \left[\frac{(1-\rho)}{Z_c \times (1+\rho)}\right]$$
(30)

Em que: CEa = condutividade elétrica aparente do solo, Kp = constante da sonda, determinada experimentalmente, Zc = impedância do cabo (50 ohm), e ρ = coeficiente de reflexão.

Importante notar que emprego do software PCTDR, versão 2.07 ® Campbell Scientific, por si só não se constitui como uma ferramenta confiável para tal finalidade, ou seja, determinação do Kp de sondas manufaturadas, pois foi originalmente desenvolvido para sondas fabricadas pela Campbell que tem geometria própria. Não obstante, o software é essencial na determinação experimental do Kp de sondas TDR manufaturadas, como visto a seguir.

Preliminarmente, foram realizadas calibrações para determinar a relação entre as concentrações de KCI (C_{KCI}) e as condutividades elétricas das soluções de cloreto de potássio (CEw), determinadas com um condutivímetro de bancada, por regressão linear, obteve-se a eq. (31):

$$C_{KCI} = 0.647 \times CE - 0.021 \tag{31}$$

em que:

 C_{KCI} = concentração de cloreto de potássio (g L⁻¹); e

CE = condutividade elétrica da solução de cloreto de potássio (dS m⁻¹).

A partir desta informação foi misturado Cloreto de Potássio (KCI - 100%, puro para análise) em água destilada de forma que a condutividade elétrica desta, aferida com um condutivímetro de mesa, fosse de 0 (água pura), 0.5, 1, 1,5, 2, 3, 4, 5 e 6 dS.m⁻¹ (Figura 7).



Figura 7 – Aferição da condutividade elétrica da solução de cloreto de potássio

Configurou-se o PCTDR ajustando o Kp de forma que este obtivesse valor igual a 1 a fim de tornar possível a determinação do Kp real que consiste no coeficiente angular (Kp= α) da reta afim oriunda da regressão entre os valores medidos de CEw (nas soluções de 0 a 6 dS m⁻¹) e estimados pela TDR 100 (com kp igual a 1), CEa _{Kp=1}, eq. (33). Este procedimento também foi descrito por Ponciano et al. (2011b).

$$CEa_{Kp=1} = \left[\frac{(1-\rho)}{Z_c \times (1+\rho)}\right]$$
(32)

$$CEw = \alpha \times CEa_{Kp=1} \tag{33}$$

em que:

CEa $_{Kp=1}$ = condutividade elétrica da solução de cloreto de potássio estimado pela TDR, com o valor de Kp igual a 1 (dS m⁻¹);

CEw = condutividade elétrica conhecida da solução de Cloreto de Potássio;

 ρ = coeficiente de reflexão; e

 α = constante de sonda TDR, ou Kp, determinado experimentalmente (adimensional).

Desta forma foram determinados os Kps de todas as sondas confeccionadas, apresentando valor médio de 4,1 com desvio padrão de 0,12. Esta baixa dispersão dos valores de Kp, obtido experimentalmente valida o emprego das sondas para o monitoramento da CEa do solo pela TDR 100.

2.2.5 Calibração dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ e determinação da Ci

2.2.5.1 Experimento 1

O primeiro experimento foi caracterizado pelo ajuste dos modelos matemáticos, expressos nas eq. (13), (14), (18), (19), (20), (22) e (23), que relacionam CEw, CEa e θ , pela aplicação de KCL via água de irrigação; e após a escolha dos melhores modelos, procurou-se relacionar a CEw com a concentração dos íons K⁺ e Cl⁻, separadamente para cada tipo de solo.

Para isso, o solo, já destorroado e peneirado com a malha de 2 mm foi acomodado em colunas de PVC com 0,012 m de diâmetro e 0,02 m de altura de forma que se mantivesse a densidade do solo de 1,67 e 1,38 kg kg⁻¹, para os solos "Af" e "Aa", respectivamente.





Após o preenchimento e acomodação das colunas com solo (Figura 8A), procedeu-se com a aplicação de KCI dissolvido em água. Para isso a solução foi aplicada sobre um plástico e este foi retirado cuidadosamente a fim de homogeneizar a infiltração da solução na coluna garantindo maior distribuição do soluto e, por conseguinte, maior interação deste com as partículas do solo (Figura 8B). Logo após observar que a lâmina aplicada havia infiltrado totalmente o solo foi coberto de forma que não ficassem espaços entre a superfície do solo e o ar atmosférico; isso para evitar o processo de evaporação da água.

O experimento foi formado com 24 tratamentos composto por 4 faixas de umidade volumétrica e 6 concentrações da solução de KCI. Referência a esta metodologia podem ser encontradas em Santana et al. (2007); Silva et al. (2005a, 2005b). Pode-se observar pelas Figuras 9A e 9B, o arranjo experimental para os dois materiais de solo estudados com a aplicação de KCI.



Figura 9 - (A) Arranjo experimental obtido pela combinação de quatro umidades com seis concentrações de KCI para o solo de textura franco-arenosa e (B) Arranjo experimental obtido pela combinação de quatro umidades com seis concentrações de KCI para o solo de textura argila-arenosa

A solução de KCI aplicada ao material de solo foi tal que promovesse maior amplitude dos valores de umidade, simulando valores comumente encontrados em campo. Após 24 horas da aplicação da solução foram realizadas três leituras de CEa e θ pela TDR 100 para cada coluna, e tensiômetro, devidamente descontaminados com solução de HCI 0,1 molar L⁻¹ (SILVA et al., 2004; HUGLES; REYNOLDS, 1990), foram introduzidos no centro da coluna de PVC de forma que a profundidade de instalação do tensiômetro alcançasse a metade da altura da coluna de solo.

Seguindo recomendações de Rhoads et al. (1976) e Heimovaara et al. (1995) aplicou-se uma sucção correspondente a -70 kPa; após a visualização de que o volume extraído da solução do solo estava próximo de 15 ml, os extratores foram retirados e determinados a CEw por um condutivímetro de bancada. Adicionalmente, para correção da CEa, a temperatura do solo foi monitorada no momento da coleta da solução (Figura 10A).

Posteriormente, foram determinados as concentrações do íon K⁺ em cada coluna de solo pelo método do Espectofotômetro de Chamas (Figura 10B), e pela metodologia apresentada por Greenberg et al. (1998) determinou-se as concentrações de cloreto.



Figura 10 - (A) Fotômetro de chamas utilizado para determinação da concentração de potássio na solução do solo e (B) monitoramento da temperatura do solo pelo termopar tipo cobreconstantan

Por fim, eram informações conhecidas: CEw, determinado pelo condutivímetro de mesa e valores de CEa e θ , correspondentes ao mesmo volume de solo e determinado pela TDR. A partir dessas informações procederam-se os ajustes dos modelos referidos nas eq. (13), (14), (18), (19), (20), (22) e (23). Assim, foi possível confrontar os valores de condutividade elétrica da solução do solo estimado pelos modelos, a parir da CEa e da θ determinado pela TDR (CEwt), e CEw, determinado pelo condutivímetro de mesa. Desta forma pôde-se avaliar a Técnica em determinar a condutividade elétrica da solução do solo.

Para a estimativa da concentração de potássio e cloreto na solução do solo pela TDR, foram relacionados CEwt com as concentrações de potássio (Ci_{pot}) e cloreto (Ci_{cl}), obtendo-se equações dos tipos: potência e linear, para cada íon, eq. (24) e eq. (25). Adicionalmente, aplicaram-se essas equações nos modelos apresentados eq. (13), (14), (18), (19), (20), (22) e (23), de forma que se obtivesse um novo modelo que permitisse, a partir de valores de CEa e θ obtidos pela TDR, determinar a concentração de potássio e cloreto na solução do solo em tempo real e em curtos intervalos de tempo.

2.2.5.2 Experimento 2

Nesse segundo experimento, buscou-se repetir os procedimentos realizados no primeiro experimento, salvo pelo fertilizante empregado que, neste caso foi o KNO₃, e pelos íons monitorados: nitrato (Ci_{nit}) e potássio (Ci_{pot1}). Pela Figura 11, pode-se observar o arranjo experimental com as variações de umidade nas colunas de solo.



Figura 11 - (A) Arranjo do experimental obtido pela combinação de quatro umidades com seis concentrações de KNO₃ para o solo de textura franco-arenosa e (B) Arranjo do experimental obtido pela combinação de quatro umidades com seis concentrações de KNO₃ para o solo de textura franco-arenosa

Pela aplicação de KNO₃ foram determinadas as concentrações dos íons NO⁻ (Ci_{nit}) e K⁺ (Ci_{pot}) pelos métodos: colorimétrico (PINHO, 2009), Figura 12, e espectrofotometro de chamas, respectivamente.



Figura 12 - Determinação da concentração de nitrato na solução do solo pelo emprego do método colorimétrico

2.2.6 Monitoramento dos íons lixiviados em coluna de solo não saturado

Uma vez calibrado os modelos, por meio desses, foi possível: estimar a concentração de potássio (Ci_{pot}) e cloreto (Ci_{clo}) na solução do solo em tempo real pela aplicação de KCI via água de irrigação (Experimento 1) e estimar as concentrações de nitrato (C_{nit}) e potássio (C_{pot1}) pela aplicação de KNO₃ via água de irrigação (Experimento 2). A fim de avaliar a aplicação da TDR na determinação da concentração de potássio, nitrato e cloreto na solução lixiviada no perfil do solo, colunas de solo não saturadas foram construídas e preenchidas, e a concentração destes íons na água de drenagem foi determinada em laboratório e confrontada com os valores de concentração estimados pela TDR para os dois experimentos.

2.2.6.1 Instrumentação

Foi utilizada uma TDR 100 e um data logger CR 1000 energizados por um conjunto PS 100 (bateria e regulador de carga), quatro multiplexadores (SDMX 50) dispostos em dois níveis de multiplexação (Figura 13), 22 sondas, sendo 2 reservas, três termopares (dois destinados as colunas e 1 para a temperatura atmosférica). A programação foi apresentada no item Anexos, lembrando que os parâmetros obtidos e utilizados nessa programação, são válidos apenas para esse experimento. Não obstante, o usuário poderá aplicá-la como base para sua necessidade experimental.



Figura 13 - Arranjo TDR 100 - multiplexadores SDMX 50

2.2.6.2 Colunas de solo

Utilizaram-se colunas de PVC de 0,198 m de diâmetro interno e 0,105 m de comprimento. Antes da acomodação do solo na coluna procedeu-se com o lixamento

da parte interna do PVC a fim retirar o filme de proteção e aumentar a rugosidade interna, para assim dificultar a formação de fluxos preferenciais pela parede da coluna. Por fim, a coluna foi preenchida com solo não saturado de forma que sua densidade ficasse com um valor próximo da densidade da amostra utilizada na calibração para os dois tipos de solo. Pela Figura 14 pode-se observar as colunas de solo montadas, sendo a da esquerda preenchida com o solo de textura areia-franca e a da direita com o solo argilo-arenoso. A escolha do PVC deve-se ao fato de ser um material de baixo valor comercial e fácil aquisição.



Figura 14 - Pontos de monitoramento dos íons e da umidade na coluna de solo

Foram instaladas 20 sondas, sendo 10 para cada coluna, acopladas a três multiplexadores ligados a uma TDR 100 (Campbell Scientific ®) que por sua vez era conectado a um data logger CR1000. O deslocamento da solução do solo foi monitorado em cinco profundidades pela TDR: 10, 30, 50, 70 e 90 cm, sendo instaladas duas sondas TDR, fixadas a coluna com cola silicone na posição horizontal, em cada profundidade.

Cabe salientar que foi considerado os valores de umidade e CEw do monitoramento a 10 cm de profundidade como sendo representativo da camada de 0 a 20 cm, e assim por diante para as demais camadas. Adicionalmente, instalou-se um termopar tipo cobre-constantan à profundidade de 40 cm a fim de se monitorar a temperatura no perfil e realizar as correções das leituras de CEa fornecidas pela TDR 100 (Figura 15A). Na extremidade inferior da coluna foi instalado um dreno pelo qual foram coletadas amostras da solução e quantificado o volume drenado (Figura 15B). Fotos desta etapa construtiva foram apresentadas em anexo.



Figura 15 - A) Instalação de termopar tipo cobre-constantan para monitoramento da temperatura em coluna de solo. B) Coleta da solução lixiviada

2.2.6.3 Aplicação da solução no solo

A aplicação da fertirrigação foi realizada isoladamente para cada fertilizante respeitando-se os experimentos 1 e 2, ou seja, foi aplicado KCI as duas colunas com dois tipos de solos (Experimento 1), ao final deste experimento, o solo foi coletado para análise química e as colunas foram esvaziadas, descontaminadas e preenchidas novamente seguindo a mesma metodologia, entretanto aplicando-se KNO₃ via água de irrigação (Experimento 2).

Para isso, foi utilizado um frasco de mariotte de forma que a vazão fosse próxima de 2 L h⁻¹. A regulagem desta vazão, Figura 16A, se deu pela relação entre a altura dos dois reservatório e pelo estrangulamento da secção do tubo condutor, detalhe 1 da Figura 16B.



Figura 16 - A) Teste de vazão; B) Frasco de Mariot com detalhe da regulagem de vazão

Inicialmente, quanto ao manejo da fertirrigação, aplicou-se uma concentração de 2 dS m⁻¹. Quando a vazão do volume drenado ficou constante, a aplicação da solução foi interrompida e a parte superior da coluna foi vedada, para que assim as perdas de água ocorressem apenas pelos drenos, na parte inferior da coluna. Após aproximadamente 2 horas depois a fertirrigação foi retomada, sendo agora aplicada uma concentração de 6 dS m⁻¹. Este procedimento foi repetido na aplicação de KCI e de KNO₃ via água de irrigação.

2.2.7 Avaliação dos modelos empregados

A avaliação dos modelos quanto à sua capacidade de estimar CEw, Ci_{pot}, Ci_{clo} e Ci_{no} a partir de dados de θ e CEa obtidos pela TDR, foi feita mediante a obtenção dos seguintes índices estatísticos: coeficiente de concordância (d) proposto por Willmott (1981) (Eq.34); coeficiente de determinação (R²) e o grau de ajuste da variável dependente (Y) com uma variável independente (X), mediante o estabelecimento de uma equação do tipo Y = α X, após otimização de seus ajustes aos dados medidos, por meio de planilha eletrônica.

$$d = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^{n} (M_i - E_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (|M_i - \overline{M}| + |E_i - \overline{M}|)^2}\right]$$
(34)

em que:

 M_i = valor medido de ordem i; E_i = valor estimado de ordem i; \overline{M} = média dos valores medidos; e n = número de valores medidos. Utilizou-se o índice "c" introduzido por Camargo e Sentenhas (1997) para indicar o desempenho dos modelos empregados. Esse índice reúne os coeficientes de precisão (R²) e o de exatidão (d), sendo expresso da seguinte forma, cuja classificação é dada pela Tabela 4.

 $c = r \times d$

(35)
· ·

Tabela 4 - Critério de interpre	<u>etação do desempenho dos m</u> odelos
Valor de "	c" Desempenho
> 0,85	Ótimo
0,76 a 0,8	5 Muito Bom
0,66 a 0,7	5 Bom
0,61 a 0,6	5 Mediano
0,51 a 0,6	0 Sofrível
0,41 a 0,5	0 Mau
≤ 0,41	Péssimo

20,41

Fonte: Camargo e Sentelhas, (1997)

Por fim, a estimativa do erro padrão (EEP) proposta por Allen et al. (1986) foi calculada para cada caso (Eq. 36).

$$EEP = \left[\frac{\Sigma(y - y')^2}{n - 1}\right]^{\frac{1}{2}}$$
(36)

em que:

 $EEP = estimativa do erro padrão, dS m^{-1};$

y = condutividade elétrica medida, dS m⁻¹;

y' = condutividade elétrica estimada pelo modelo, dS m^{-1} ;

n = número de observações.

2.3 Resultados e Discussão

2.3.1 Calibração de sondas TDR

Pela Figura 17, pode ser conferido o resultado da calibração das sondas TDR utilizadas para a determinação da umidade do solo, onde os valores de leitura da constante dielétrica do solo estimada pelas sondas foram confrontados com a umidade volumétrica para os respectivos materiais de solo, obtido por gravimetria. Para a curva de calibração empírica da umidade do solo, ajustou-se uma equação polinomial do terceiro grau para cada material de solo estudado (Argilo-arenoso e Areia-franca).



Figura 17 - Curvas de calibração para a determinação da umidade volumétrica do solo a partir de valores de sua constante dielétrica Ka

Para ambos os materiais de solo notou-se valores consistentes de coeficiente de determinação (R²), 0,994 e 0,995, respectivamente para o solo com características texturais argilosa e arenosa; tal fato validou o emprego das equações no decorrer do experimento.

2.3.2 Análise da viabilidade de modelos que relacionam CEw, CEa e θ na determinação de Potássio e Cloreto (Experimento 1)

2.3.2.1 Avaliação dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ

Pelas Tabelas 5 e 6, podem ser conferidas a parametrização e classificação dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ , respectivamente para os solos: argiloarenoso (Aa) e Areia-franca (Af). Cabe salientar que o experimento 1 é caracterizado pela aplicação de KCI via água de irrigação nos dois solos acima citados.

Dessa forma, observando-se a Tabela 5, em relação ao solo "Aa", pode-se destacar, entre os demais, os modelos de Rhoads et al. (1976), Mualem e Friedman (1991) e Vogeler et al. (1996), pelos altos valores de coeficiente de determinação (R^2) e exatidão (d) o que levou à respectiva classificação quanto a capacidade de estimar CEw a partir da CEa e θ , como sendo: Ótimo, Ótimo e Muito bom,

respectivamente. Resultados semelhantes a estes foram apresentados por Santos et al. (2010), Munôz-Carpena et al. (2005), Santos et al. (2005) ao obterem bons ajustes pelo emprego dos modelos de Rhoads et al. (1976) e Vogeler et al. (1996) para solos com características texturais argilosa. O erro de estimativa padrão para os modelos em destaque foram em torno de 0,3 dS m⁻¹ o que ratifica a classificação de Carmargo e Sentenhas (1997) e valida os modelos para estimativa de CEw pelo emprego da TDR.

Adicionalmente, os valores dos parâmetros de Ces (condutividade elétrica do solo dS m⁻¹), presentes nos modelos de Rhoads et al. (1976) e Vogeler et al. (1996), estão em concordância com os apresentados por Munôz-Carpena et al. (2005) e Rhoads et al. (1976) o que reafirma os bons ajustes obtidos por esse experimento.

Já para o material de solo "Aa", apesar da classificação dos modelos, de forma geral, ter sido menor quando comparadas ao solo de textura argilosa, pode-se dar destaque aos modelos de Munôz-Carpena et al. (2005), Mualem e Friedman (1991), Rhoads et al. (1976) e Vogeler et al. (1996) com coeficientes de determinação de: 0,86, 0,85, 0,82 e 0,80, respectivamente. O erro médio foi entorno de 0,5 dS m⁻¹.

Santana et al. (2007) aplicando KCI obtiveram ajustes semelhantes aplicando os modelos de Rhoads et al. (1976), Vogeler et al. (1996) e Mualem e Friedman (1991) a solo de textura franco-arenosa. Ao passo que Santos et al. (2010) em estudo realizado em um Neossolo Quartzarênicoo (características texturais arenosas) obtiveram os modelos de Vogeler et al. (1996) e Rhoads et al. (1976) como sendo os que melhor estimaram a CEw da solução do solo pelo emprego da TDR.

Quanto aos parâmetros apresentados nos quatro modelos acima referidos, nota-se relativa proximidade aos encontrados por Santos et al. (2010) e Munoz-Carpena et al. (2005).

		Parâmetros									- 2			Classificação	EEP ¹
Autor / Ano	а	b	С	d	Ces	θws	φs	q	m	β	R²	d	С	do Método (c x d)*	(dS/m)
Rhoads et al, (1976)	1,3590	0,0511	-	-	0,0919	-	-	-	-	-	0,94	0,98	0,92	Ótimo	0,2
Mualen & Friedman(1991)	-	-	-	-	0,1110	-	-	-	-	2,350	0,89	0,96	0,86	Ótimo	0,32
Vogeler et al,(1996)	-0,072	-0,095	0,8101	0,0838	-	-	-	-	-	-	0,86	0,96	0,83	Muito Bom	0,28
Nedler et al, (1984)	-	-	-	-	0,003	0,065	0,600	-	-	-	0,78	0,90	0,70	Bom	0,044
Munõz-Carpena (2005)	0,8765	-0,279	0,2224	-	-	-	-	-	-	-	0,72	0,94	0,67	Bom	0,33
Heimovaara et al, (1995)	-	-	-	-	-	-	-	0,163 6	0,3859	0,537	0,69	0,94	0,65	Mediano	0,32
Rhoads et al, (1989)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 5 - Avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura argilo-arenoso "Aa" do experimento 1

Tabela 6 - Avaliação dos modelos e ajuste de parâmetros aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura areia-franca "Af" do experimento 1

Autor / Ano		Parâmetros								R ²	Ь	ſ	Classificação do Método	EEP ¹	
,	а	b	С	d	Ces	θws	φs	q	m	β		ŭ	0	(c x d)*	(dS/m)
Munõz-Carpena (2005)	1,231	-0,259	0,3513	-	-	-	-	-	-	-	0,86	0,97	0,83	Muito Bom	0,42
Mualen & Friedman(1991)	-	-	-	-	0,0625	-	-	-	-	2,1963	0,85	0,95	0,81	Muito Bom	0,55
Rhoads (1976)	1,1197	0,2963	-	-	0,0126	-	-	-	-	-	0,82	0,95	0,78	Muito Bom	0,5
Vogeler & Clothier (1996)	0,1264	-0,001	0,7067	0,0363	-	-	-	-	-	-	0,80	0,96	0,76	Muito Bom	0,49
Heimovaara (1995)	-	-	-	-	-	-	-	0,1848	0,4434	0,6308	0,75	0,95	0,72	Bom	0,51
Nedler (1984)	-	-	-	-	0,0057	0,0642	0,7254	-	-	-	0,84	0,85	0,72	Bom	0,075
Rhoads (1989)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*Camargo e Sentenhas (1997); ¹ Valores apresentados no modelo de Nadler (1984) em S/m. ¹ Valores apresentados no modelo de Nadler (1984) em S/m.

Portanto, em termos de uma análise da aplicação dos modelos para obtenção de valores de CEw, os quais foram estimados pelos modelos a partir dos valores dos parâmetros apresentados nas Tabelas 5 e 6 para os dois melhores modelos de cada solo, pode-se dizer que foram obtidos resultados satisfatórios, para os materiais de solo "Aa" e "Af" (Figura 18). Além dos bons ajustes e da excelente classificação, notou-se, para ambos os solos, que o coeficiente angular da reta afim ficou bem próximo do valor "1" o que de certa forma, ratifica o bom ajuste dos modelos.



Figura 18 – Relação entre CEw medida e estimada pelos melhores modelos avaliados que a relacionam com CEa e θ, para o solo de textura argilosa (Aa) e de textura arenosa (Af), experimento 1

Deve-se salientar que a amplitude na determinação da CEw (0,4 a 3 dS m⁻¹) dos modelos de Rhoads et al. (1976) e Mualen e Friedman (1991) para o solo "Aa" foi menor quando comparada aos valores apresentados pelos modelos de Munõz-Carpena et al. (2005) e Mualen e Friedman (1991) para o solo "Af" (0,5 a 4,5 dS m⁻¹). Isso indica que parte dos sais dissolvidos na solução do solo devem ter sido adsorvidos à micela das partículas de argila, fato comentado por Santana et al. (2007) e Vogeler et al. (1996). Isto gera implicações na determinação dos íons dissolvidos na solução do solo pela TDR. Tais implicações serão abordadas a seguir.

2.3.2.2 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e cloreto na solução do solo – Solo argilo-arenoso

Pela eq. (37) (RHOADS et al., 1976) e eq. (38) (MUALEN et al., 1991) são apresentadas a parametrização dos modelos que melhor se ajustaram na determinação da CEw da solução do solo "Aa".

$$CEw = \frac{CEa - 0,0919}{1,359 \times \theta^2 + 0,0511 \times \theta}$$
(37)

$$CEw = (CEa - 0.111) \times \left(\frac{0.45}{\theta^{2.3505}}\right)$$
 (38)

A Figura 19 esboça o ajuste do tipo potência e linear entre os valores medidos da CEw e potássio e entre os valores medidos de CEw e cloreto na solução do solo.





Em relação à determinação da concentração de potássio na solução do solo pôde-se notar que o ajuste da equação do tipo potência apresentou um desempenho um pouco superior na determinação da quantidade do respectivo íon na solução do solo, resultado também encontrado por Santos et al. (2010) para a determinação do

fósforo. Já para a determinação do cloreto, não foi notada diferença entre os ajustes linear e potência.

Assim como comentado anteriormente notou-se uma indicação de que há uma migração de potássio da solução do solo para a micela das argilas, o que é evidenciado pela Figura 16. O melhor ajuste da equação da concentração de potássio é do tipo potência com concavidade para baixo, ou seja, a concentração de potássio cresce cada vez menos em resposta ao incremento da CEw, isso é evidenciado pelo valor do expoente de K (0,6615). Isso é um forte indicativo de que o potássio na solução do solo está suprindo uma deficiência das partículas de argila do solo. O que não ocorre no caso do cloreto indicando que não há interação com o solo.

Pela tabela 7, pode-se notar as referidas equações com seus coeficientes de determinação.

Tabela 7 – Ajustes das equações que relacionam a concentração dos íons com a CEw da solução do solo

Equações	R²	Equação N⁰
$CEw = 0,1818 \times K_{POT}^{0,6615}$	0,9499	(39)
$CEw = 0,0396 \times K_{LIN} + 0,4563$	0,9305	(40)
$CEw = 0,0324 \times Cl_{POT}^{1,3458}$	0,9456	(41)
$CEw = 0,1121 \times Cl_{LIN} - 0,3831$	0,9450	(42)

Finalmente, substituindo-se as equações apresentadas na Tabela 7 nas eq. (37) e (38), pode-se avaliar o desempenho dos modelos de Rhoads et al. (1976) e Mualen e Friedman (1991) na determinação de potássio e cloreto na solução do solo "Aa".

Autor / Ajuste	Modelo	R²	d	EEP	Equação
				(mg,L)	
<u>Rhoads et al, (1976) ajustado para</u> <u>relação CEw-K tipo potência</u>	$K_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0919}{1,359 \times \theta^2 + 0,0511 \times \theta} \right) \times \left(\frac{1}{0,1818} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,6615} \right)}$	<u>0,94</u>	<u>0,98</u>	<u>4,8</u>	(43)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0919}{1,359 \times \theta^2 + 0,0511 \times \theta} \right) - 0,4563 \right] \times \left(\frac{1}{0,0396} \right)$	0,92	0,98	5,25	(44)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left((CEa - 0,111) \times \left(\frac{0,45}{\theta^{2,3505}}\right) \right) \times \left(\frac{1}{0,1818}\right) \right]^{\left(\frac{1}{0,6615}\right)}$	0,88	0,96	7,41	(45)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left((CEa - 0,111) \times \left(\frac{0,45}{\theta^{2,3505}} \right) \right) - 0,4563 \right] \times \left(\frac{1}{0,0396} \right)$	0,86	0,96	8,25	(46)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-CI tipo potência	$Cl_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0.0919}{1.359 \times \theta^2 + 0.0511 \times \theta} \right) \times \left(\frac{1}{0.0324} \right) \right]^{\left(\frac{1}{1.3458} \right)}$	0,92	0,99	2,11	(47)
<u>Rhoads et al, (1976) ajustado para</u> <u>relação CEw-CI tipo linear</u>	$Cl_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0919}{1,359 \times \theta^2 + 0,0511 \times \theta} \right) + 0,3831 \right] \times \left(\frac{1}{0,1121} \right)$	<u>0,93</u>	<u>0,99</u>	<u>1,92</u>	(48)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-Cl tipo potência	$Cl_{POT} = \left[\left((CEa - 0,111) \times \left(\frac{0,45}{\theta^{2,3505}}\right) \right) \times \left(\frac{1}{0,0324}\right) \right]^{\left(\frac{1}{1,3458}\right)}$	0,89	0,99	2,73	(47)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-CI tipo linear	$Cl_{LIN} = \left[\left((CEa - 0,111) \times \left(\frac{0,45}{\theta^{2,3505}} \right) \right) + 0,3831 \right] \times \left(\frac{1}{0,1121} \right)$	0,90	0,99	2,63	(48)

Tabela 8 - Modelos para estimativa de potássio e cloreto na solução do solo tipo "Aa"

Dentre as associações possíveis, pode-se destacar, para a determinação das concentrações de potássio: o modelo de Rhoads et al. (1976) ajustado a relação de CEw-K do tipo potência, eq. (43), com erro de estimativa padrão de 4,8 mg.L⁻¹, sendo o método classificado como "Ótimo" (Figura 17). O alto coeficiente de determinação deste modelo pode ser explicado pelos bons ajustes que o precederam e pelo curto intervalo de confiança da estimativa, de 5 a 65 mg L⁻¹.

Não obstante, Santana et al. (2007) comentam que de 0 a 60 mg L⁻¹ pode-se encontrar melhores ajustes pelo emprego da relação linear entre CEw-K para solos arenosos.

A mesma classificação observa-se para a determinação do cloreto, sendo o modelo de Rhoads et al. (1976) ajustado a uma relação CEw-CI do tipo linear (Figura 20), e o erro de estimativa padrão de 1,92 mg L⁻¹.



Figura 20 – Relação entre as concentrações estimadas e medidas de potássio e cloreto na solução do solo "Aa"

2.3.2.3 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e cloreto na solução do solo – Solo areia-franca

Pela eq. (49) (MUNÕZ-CARENA et al., 2005) e eq. (50) (MUALEN; FRIEDMAN, 1991) são apresentadas a parametrização dos modelos que melhor se ajustaram na determinação da CEw da solução do solo "Af".

$$CEw = \frac{CEa - 0.3513\theta^2}{(1.231\theta^2 + 0.259\theta)}$$
(49)

$$CEw = (CEa - 0.0625) \times \left(\frac{0.32}{\theta^{2.1963}}\right)$$
 (50)

Pela Figura 21, pode-se conferir o ajuste à relação do tipo potência e linear entre os valores medidos da CEw e potássio e entre os valores medidos de CEw e cloreto na solução do solo.



Figura 21 – Relação entre CEw e Potássio e entre CEw e Cloreto para o solo de textura arenosa (Af)

Notou-se que a determinação da concentração de potássio na solução do solo, pelo ajuste da equação do tipo potência apresentou melhor coeficiente de determinação para a estimativa do íon na solução do solo (Figura 21).

Santana et al. (2007) também obtiveram melhores ajustes pela relação de CEw-K do tipo potência na determinação da concentração de potássio em solo com características arenosas. Notou-se ainda semelhança entre o referido estudo e a presente pesquisa no que diz respeito ao valor do expoente de K (0,7967 e 0,6732), respectivamente. Em comparação aos ajustes do solo argiloso, notou-se menor concavidade da curva do tipo potência o que indica menor interação do íon potássio com o solo em questão.

Para o cloreto, o ajuste da CEw-CI do tipo linear apresentou maior coeficiente de determinação (R²).

Pela Tabela 9, pode-se observar as equações e seus respectivos coeficientes de determinação.

Tabela 9 – Ajustes das equações que relacionam a concentração do íons com a CEw da solução do solo

Equações	R²	Equação N⁰
$CEw = 0,0765 \times K_{POT}^{0,7967}$	0,9703	(51)
$CEw = 0,0267 \times K_{LIN} + 0,3265$	0,9461	(52)
$CEw = 0.0516 \times Cl_{POT}^{1.2487}$	0,8734	(53)
$CEw = 0,1234 \times Cl_{LIN} - 0,1788$	0,8887	(54)

Assim como no solo "Aa" foram substituídas as equações da Tabela 9, nas equações 49 e 50, correspondentes aos modelos de Munõz-Carena et al. (2005) e Mualen e Friedman (1991), respectivamente, gerando assim uma nova reformulação dos modelos para a determinação dos íons potássio e cloreto na solução do solo, Tabela 10.

Autor / Aiuste	Modelo	R2	Ь	EEP	Fauacão
	Wodelo	IX.	u	(mg,L ⁻¹)	Lquaçao
Munõz-Carpena et al, (2005) ajustado para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0.7557\theta^2}{(1.1764 \times \theta^2 + 0.332 \times \theta)} \right) \times \left(\frac{1}{0.0765} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0.7967} \right)}$	0,82	0,95	19,4	(55)
<u>Munõz-Carpena et al, (2005) ajustado</u> para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0.7557\theta^2}{(1.1764 \times \theta^2 + 0.332 \times \theta)} \right) - 0.3265 \right] \times \left(\frac{1}{0.0267} \right)$	<u>0,82</u>	<u>0,95</u>	<u>18,8</u>	(56)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left((CEa - 0.0625) \times \left(\frac{0.32}{\theta^{2.1963}} \right) \right) \times \left(\frac{1}{0.0765} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0.7967} \right)}$	0,79	0,92	23,9	(57)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left((CEa - 0.0625) \times \left(\frac{0.32}{\theta^{2,1963}} \right) \right) - 0.3265 \right] \times \left(\frac{1}{0.0267} \right)$	0,81	0,92	23,3	(58)
Munõz-Carpena et al, (2005) ajustado para relação CEw-CI tipo potência	$Cl_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0.7557\theta^2}{(1.1764 \times \theta^2 + 0.332 \times \theta)} \right) \times \left(\frac{1}{0.0516} \right) \right]^{\left(\frac{1}{1.2487} \right)}$	0,68	0,92	4,78	(59)
<u>Munõz-Carpena et al, (2005) ajustado</u> para relação CEw-CI tipo linear	$Cl_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0.7557\theta^2}{(1.1764 \times \theta^2 + 0.332 \times \theta)} \right) + 0.1788 \right] \times \left(\frac{1}{0.1234} \right)$	<u>0,76</u>	<u>0,94</u>	<u>4,55</u>	(60)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-Cl tipo potência	$Cl_{POT} = \left[\left((CEa - 0.0625) \times \left(\frac{0.32}{\theta^{2,1963}}\right) \right) \times \left(\frac{1}{0.0516}\right) \right]^{\left(\frac{1}{1.2487}\right)}$	0,79	0,93	4,9	(61)
Mualen & Friedman (1991) ajustado para relação CEw-CI tipo linear	$Cl_{LIN} = \left[\left((CEa - 0.0625) \times \left(\frac{0.32}{\theta^{2.1963}} \right) \right) + 0.1788 \right] \times \left(\frac{1}{0.1234} \right)$	0,79	0,93	5,25	(62)

Tabela 10 - Modelos para estimativa de potássio e cloreto na solução do solo com características texturais arenosa
Na determinação da concentração de potássio e cloreto na solução do solo "Af" destacou-se o modelo de Munõz-Carpena et al. (2005) ajustado com uma relação de CEw-K do tipo linear para os dois íons.



Figura 22 – Relação entre as concentrações estimadas e medidas de potássio e cloreto na solução do solo

O modelo de estimativa do potássio a partir de informações de CEa e θ pela TDR foi classificado como "Muito bom" com coeficiente de determinação de 0,818 e exatidão de 0,952, apesar disso o erro de estimativa padrão foi de 18,8 mg L⁻¹, cujo valor implica em um erro relativo de cerca de 10 %, considerando estimativas confiáveis até 180 mg L⁻¹. Para um solo com características texturais semelhantes, Santana et al. (2007), pelo emprego do modelo de Rhoads et al. (1976), ajustado a relação CEw-K do tipo potência apresentaram coeficiente de determinação de 0,80.

Já a classificação do modelo de Munõz-Carpena et al. (2005) para determinar a concentração de cloreto na solução do solo foi classificado como "Bom", com coeficiente de determinação de 0,759, exatidão de 0,938 e erro de estimativa padrão de 4,55 mg L⁻¹.

De forma geral notou-se que os ajustes dos modelos apresentados para o solo com textura argilo-arenosa foram, indiscutivelmente, melhores que os apresentados para o solo com textura areia-franca, o que aparentemente vai de encontro a um consenso presente na literatura de que quanto maior o número de partículas de argila maior será a dispersão das estimativas pelos modelos (SANTANA et al., 2007; VOGELER et al., 1996). Não obstante, Vogeler et al. (1996) observaram uma redução entre 63 e 82 % da CEw em relação à CE da água aplicada em solo com características argilosas. Essa redução, observada também nesta pesquisa, é aparentemente responsável pela diminuição da dispersão dos

valores estimados no presente estudo, isso pode ser observado na Figura 20 em comparação com a Figura 22.

2.3.3 Viabilidade dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ na determinação de Potássio e Nitrato (Experimento 2)

2.3.3.1 Avaliação dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ

Pode-se conferir pelas Tabelas 11 e 12, a parametrização e classificação dos modelos que relacionam CEw, CEa e θ , respectivamente para os solos: argiloarenoso (Aa) e Areia-franca (Af). Frisando que o experimento 2 é caracterizado pela aplicação de KNO₃, via água de irrigação nos dois solos acima citados. Para o solo "Aa" (Tabela 11), destacaram-se os modelos de Vogeler et al. (1996) com coeficiente de determinação de 0,93 e exatidão de 0,98; o modelo apresentado por Rhoads et al. (1976) com coeficiente de determinação de 0,92 e exatidão 0,98; e por fim o modelo publicado por Munõz-Carpena et al. (2005) com coeficiente de determinação de 0,92 e exatidão de 0,98. Todos os modelos aplicados ao solo "Aa" foram classificados como "Ótimos" na determinação da CEw com erro de estimativa padrão entorno de 0,3 dSm⁻¹. Esta ordem de classificação dos modelos seguida por Vogeler et al. (1996) e Rhoads et al. (1976) para solo com característica argilosa foi também apresentado por diversos autores, entre eles, destacam-se: Santos et al. (2010); Munõz-Carpena et al. (2005); Santos et al. (2005) e Coelho et al. (2004). Adicionalmente os parâmetros obtidos para estes modelos são próximos aos apresentados na literatura.

Para o solo "Af", os mesmo modelos se destacaram seguindo a mesma ordem de classificação, sendo todos os modelos classificados como Muito bom. O modelo de Vogeler et al. (1996) apresentou coeficientes de determinação de 0,85, e exatidão de 0,95 com estimativa do erro padrão de 0,43 dS m⁻¹; já o modelo de Rhoads et al. (1976) o coeficiente de determinação foi do 0,83, e de exatidão de 0,95 com estimativa do erro padrão de 0,43 dS m⁻¹; o modelo de Mualen e Friedman (1991) apresentou os mesmos valores para os coeficientes avaliados, entretanto a estimativa do erro padrão foi de 0,56 dS m⁻¹ o que fez com que este modelo ficasse em terceira posição na classificação. Resultados similares são apresentados por Santos et al. (2010); Santana et al. (2007), Coelho et al. (2004), dentre outros.

					Parâm	etros								Classificação	FFP ¹
Autor / Ano	а	b	С	d	Ces	θws	φs	q	m	β	R²	d	С	do Método (c x d)*	(dS/m)
Vogeler et al(1996)	0,2619	-0,025	0,491	0,018	-	-	-	-	-	-	0,93	0,98	0,91	Ótimo	0,31
Rhoads et al (1976)	0,362	0,3337	-	-	0,088	-	-	-	-	-	0,92	0,98	0,90	Ótimo	0,32
Munõz-Carpena et al,(2005)	-0,302	-0,552	0,955	-	-	-	-	-	-	-	0,92	0,98	0,90	Ótimo	0,33
Heimovaara et al, (1995)	-	-	-	-	-	-	-	0,158	0,477	1,416	0,82	0,96	0,79	Muito Bom	0,41
Mualen & Friedman(1991)	-	-	-	-	0,12	-	-	-	-	2,317	0,74	0,92	0,68	Bom	0,63
Nedler et al, (1984)	-	-	-	-	0,0355	0,163	0,4865	-	-	-	0,76	0,79	0,60	Sofrível	0,09
Rhoads et al, (1989)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 11 - Avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura argilo-arenoso "Aa" do experimento 2

Tabela 12 - Avaliação do ajuste dos parâmetros dos modelos aos dados de CEw, CEa e θ para o solo de textura argilo-arenoso "Af" do experimento 2

Autor (Are					Parâmet	ros					D2	al	_	Classificação	EEP ¹
Autor / Ano	а	b	С	d	Ces	θws	φs	q	m	β	• K-	a	C	(c x d)*	(dS/m)
Vogeler & Clothier (1996)	0,1039	0,0358	0,587	-0,009	-	-	-	-	-	-	0,85	0,95	0,81	Muito Bom	0,43
Rhoads et al, (1976)	0,4454	0,4825	-	-	0,0076	-	-	-	-	-	0,83	0,95	0,79	Muito Bom	0,43
Mualen & Friedman (1991)	-	-	-	-	0,0437	-	-	-	-	2,099	0,83	0,95	0,78	Muito Bom	0,56
Munõz-Carpena (2005)	0,5002	-0,521	-0,44	-	-	-	-	-	-	-	0,81	0,95	0,77	Muito Bom	0,42
Nedler et al, (1984)	-	-	-	-	0,001	0,006	0,748	-	-	-	0,81	0,89	0,73	Bom	0,11
Heimovaara et al, (1995)	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,198	-0,451	0,74	0,94	0,69	Bom	0,50
Rhoads et al, (1989)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

*Camargo e Sentenhas (1997); ¹ Valores apresentados no modelo de Nadler (1984) em S/m.

Pela Figura 23, pode-se conferir os dois modelos que apresentaram melhor ajuste na estimativa da CEw para os dois materiais de solos estudados. Novamente, assim como no experimento 1, os ajustes dos modelos encontrados para o solo com característica argilosa foram melhores quando comparados aos obtidos para o solo com textura areia-franca apesar da amplitude da estimativa da CEw estar bem próxima para os dois solos (0,75 a 4,2 dS m⁻¹). Outro fator importante e que apresentou bons resultados foi o coeficiente angular das retas, pois todos apresentam-se próximo do valor "1" o que confirma boa relação entre os valores medidos e estimados.

O decaimento da concentração dos íons na solução do solo não foi tão evidente como no experimento um, apesar de que a concentração máxima da CE aplicada ter sido de 6 dS m⁻¹.



Figura 23 – Relação entre CEw medida e estimada pelos melhores modelos avaliados que a relacionam com CEa e θ, para o solo de textura argilosa (Aa) e de textura arenosa (Af), experimento 1

2.3.3.2 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e nitrato na solução do solo – Solo argilo-arenoso

A parametrização dos modelos de Vogeler et al. (1996) e Rhoads et al. (1976) são apresentados nas eq. (63) e (64). A fim de facilitar a análise e

interpretação dos resultados foram escolhidos apenas os dois melhores modelos, entretanto o modelo de Munõz-Carpena et al. (2005) poderia ser utilizado para as avaliações seguintes pois apresentou classificação similar a dos modelos de Vogeler et al. (1996) e Rhoads et al. (1976), sendo diferenciado por associar um erro maior a estimativa da CEw em comparação aos modelos supracitados.

$$CEw = \frac{CEa - (0,2619 \times \theta + 0,025)}{(0,491 \times \theta - 0,018)}$$
(63)

$$CEw = \frac{CEa - 0,088}{0,362 \times \theta^2 + 0,3337 \times \theta}$$
(64)

O ajuste dos valores de concentração de potássio e nitrato com os valores medidos de CEw foram ajustados de acordo com os modelos tipo linear e potência, Figura 21.

Novamente, o melhor ajuste da relação CEw-K deu-se pelo ajuste dos dados a um equação do tipo potência com coeficiente de determinação (R²) de 0,959. A concavidade para baixo da referida equação indica interação com o solo, notando-se ainda a coerência do valor do expoente de K com os valores apresentados na literatura.

No tocante ao nitrato, pode-se notar pela Figura 21 que o melhor ajuste foi obtido pela aplicação do modelo linear com coeficiente de determinação de 0,9514. Santos et al. (2010) na determinação de nitrato encontraram valores de coeficiente de determinação de 0,98 ajustando modelo linear para um Latossolo Vermelho. Um bom ajuste nesta etapa é essencial para a determinação da concentração dos íons pelos modelos que relacionam CEa, θ e CEw, pois um baixa correlação implica em prejuízo na etapa final dos ajuste dos modelos na estimativa da concentração do referido íon.



Figura 24 - Relação entre CEw e Potássio e entre CEw e Nitrato para o solo de textura argilosa (Aa)

Pela Tabela 13 pode-se notar as equações com seus respectivos coeficientes de determinação.

Equações	R²	Equação N⁰
$CEw = 0,2465 \times K_{POT}^{0,6032}$	0,9590	(65)
$CEw = 0,0321 \times K_{LIN} + 0,816$	0,9272	(66)
$CEw = 0,1409 \times NO_{POT}^{0,9131}$	0,9371	(67)
$CEw = 0,1041 \times NO_{LIN} + 0,0942$	0,9514	(68)

Tabela 13 – Ajustes das equações que relacionam a concentração do íons com a CEw da solução do solo

Pela substituição das equações apresentadas na Tabela 13 nos modelos que melhor estimaram a CEw para este solo em questão (Aa), eq. (63) e (64), foram obtidos os modelos modificados para a determinação de potássio e nitrato, apresentados pela Tabela 14.

Autor / Ajuste	Modelo	R²	d	EEP (mg,L ⁻¹)	Equação
<u>Vogeler & Clothier (1996) ajustado</u> para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - (0,2619 \times \theta + 0,025)}{(0,491 \times \theta - 0,018)} \right) \times \left(\frac{1}{0,2465} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,6032} \right)}$	<u>0,89</u>	<u>0,97</u>	<u>11,27</u>	(69)
Vogeler & Clothier (1996) ajustado para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - (0,2619 \times \theta + 0,025)}{(0,491 \times \theta - 0,018)} \right) - 0,816 \right] \times \left(\frac{1}{0,0321} \right)$	0,86	0,96	12,86	(70)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0,088}{0,362 \times \theta^2 + 0,3337 \times \theta} \right) \times \left(\frac{1}{0,2465} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,6032} \right)}$	0,88	0,97	11,65	(71)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0,088}{0,362 \times \theta^2 + 0,3337 \times \theta} \right) - 0,816 \right] \times \left(\frac{1}{0,0321} \right)$	0,84	0,96	14,26	(72)
Vogeler & Clothier (1996) ajustado para relação CEw-NO tipo potência	$NO_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - (0,2619 \times \theta + 0,025)}{(0,491 \times \theta - 0,018)} \right) \times \left(\frac{1}{0,1409} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,9131} \right)}$	0,91	0,98	2,54	(73)
Vogeler & Clothier (1996) ajustado para relação CEw-NO tipo linear	$NO_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - (0,2619 \times \theta + 0,025)}{(0,491 \times \theta - 0,018)} \right) - 0,094 \right] \times \left(\frac{1}{0,1041} \right)$	<u>0,91</u>	<u>0,98</u>	<u>2,48</u>	(74)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-NO tipo potência	$NO_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0,088}{0,362 \times \theta^2 + 0,3337 \times \theta} \right) \times \left(\frac{1}{0,1409} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,9131} \right)}$	0,90	0,98	2,6	(75)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-NO tipo linear	$NO_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0,088}{0,362 \times \theta^2 + 0,3337 \times \theta} \right) - 0,0942 \right] \times \left(\frac{1}{0,1041} \right)$	0,90	0,98	2,61	(76)

Tabela 14 - Modelos para estimativa de potássio e nitrato na solução do solo tipo "Aa", experimento 2

Dentre os modelos ajustados o que apresentou melhor resultado na estimativa de potássio na solução do solo foi o de Vogeler et al. (1996) pela associação da relação CEw-K do tipo potência, apresentando coeficiente de determinação (R²) de 0,8949, e exatidão de 0,9740 o que o classifica como "Ótimo", com a estimativa do erro padrão de 11,27 mg L⁻¹. Cabe salientar que este erro é pequeno considerando a amplitude da estimativa apresentadas na Figura 22 (de 2 a 130 mg L⁻¹).



Figura 25 – Relação entre as concentrações estimadas e medidas de potássio e cloreto na solução do solo

No tocante à determinação da concentração de nitrato o modelo foi classificado como "Ótimo" com estimativa do erro padrão de 2,48 mg L⁻¹. Resultado similar ao apresentado por Santos et al. (2010) que ao determinar as concentrações de nitrato, ajustando o modelo de Vogeler et al. (1996), a relação CEw-NO do tipo linear obteve coeficientes de determinação de 0,9827. Adicionalmente para os dois íons apresentados na Figura 22, notou-se que o valor do coeficiente angular da reta está próximo de "1" o que ratifica os bons ajustes.

Apesar da dificuldade de se determinar o nitrato na solução do solo esses resultados contribuem para consolidar o monitoramento deste íon na solução do solo em curtos intervalos de tempo pela técnica da TDR.

2.3.3.3 Avaliação da estimativa da concentração de potássio e nitrato na solução do solo – Solo areia-franca

Pela eq. (77) (VOGELER et al., 1996) e eq. (78) (RHOADS et al., 1976) são apresentadas a parametrização dos modelos que melhor se ajustaram a determinação da CEw da solução do solo "Af".

$$CEw = \frac{CEa - (0,1039 \times \theta + 0,0358)}{(0,587 \times \theta + 0,009)}$$
(77)

$$CEw = \frac{CEa - 0,0076}{0,4454 \times \theta^2 + 0,4825 \times \theta}$$
(78)

Pela Figura 23, pode-se conferir o ajuste a relação do tipo potência e linear entre os valores medidos da CEw e potássio e entre os valores medidos de CEw e nitrato na solução do solo.



Figura 26 - Relação entre CEw e Potássio e entre CEw e Nitrato para o solo de textura arenosa (Af)

Notou-se, assim como os ajustes encontrados por Santana et al. (2007), uma melhor correlação entre CEw e o potássio quando ajustada a um modelo do tipo potência ($R^2 = 0.9445$) quando comparado ao modelo linear ($R^2 = 0.8831$). Pela Figura 23 e pela Tabela 15, notoa-se a baixa correlação entre os valores de CEw e nitrato para o modelo linear ($R^2 = 0.5307$), e a aceitável relação do nitrato com a CEw quando ajustados os dados a um modelo do tipo potência.

Equações	R ²	Equação N⁰
$CEw = 0,1434 \times K_{POT}^{0,697}$	0,9445	(79)
$CEw = 0,0318 \times K_{LIN} + 0,5288$	0,8831	(80)
$CEw = 0,6507 \times NO_{POT}^{0,5827}$	0,8071	(81)
$CEw = 0,0717 \times NO_{LIN} + 1,5959$	0,5307	(82)

Tabela 15 – Ajustes das equações que relacionam a concentração do íons com a CEw da solução do solo

Pela Tabela 15, pode-se conferir que pela substituição das equações nos modelos que melhor estimaram a CEw para este solo em questão, eqs. (77) e (78), foram obtidos os modelos modificados para a determinação de potássio e nitrato, os quais podem ser conferidos na Tabela 16.

Dentre os modelos que se destacaram para determinação de potássio no solo "Af" o de Vogeler et al. (1996) obtido ajustando-se o modelo CEw-K do tipo linear foi o que se destacou dentre os demais pelos maiores valores do coeficiente de determinação e exatidão e menor estimativa de erro padrão. Sua classificação quanto ao mérito de estimar concentração de potássio na solução do solo foi "Bom".

Para o nitrato todos os modelos apresentaram baixos valores dos coeficientes avaliados, e altos valores de erro (8 mg L⁻¹). Na escolha do melhor modelo, e já que todos apresentaram classificação de "Péssimo", o parâmetro de escolha foi a estimativa do erro padrão tendo em vista que valores negativos foram encontrados na calibração da equação 88, aparentemente a melhor escolha.

Autor / Ajuste	Modelo	R²	d	EEP (mg,L ⁻¹)	Equação
Vogeler & Clothier (1996) ajustado para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - (0,1039 \times \theta + 0,0358)}{(0,587 \times \theta + 0,009)} \right) \times \left(\frac{1}{0,1434} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,697} \right)}$	0,75	0,93	15,48	(83)
<u>Vogeler & Clothier (1996) ajustado</u> para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - (0,1039 \times \theta + 0,0358)}{(0,587 \times \theta + 0,009)} \right) - 0,528 \right] \times \left(\frac{1}{0,0318} \right)$	<u>0,78</u>	<u>0,94</u>	<u>13,98</u>	(84)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-K tipo potência	$K_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0076}{0,4454 \times \theta^2 + 0,4825 \times \theta} \right) \times \left(\frac{1}{0,1434} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,697} \right)}$	0,78	0,94	15,15	(85)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-K tipo linear	$K_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0076}{0,4454 \times \theta^2 + 0,4825 \times \theta} \right) - 0,528 \right] \times \left(\frac{1}{0,0318} \right)$	0,74	0,92	17,52	(86)
Vogeler & Clothier (1996) ajustado para relação CEw-NO tipo potência	$NO_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - (0,1039 \times \theta + 0,0358)}{(0,587 \times \theta + 0,009)} \right) \times \left(\frac{1}{0,6507} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,5827} \right)}$	0,12	0,76	7,42	(87)
Vogeler & Clothier (1996) ajustado para relação CEw-NO tipo linear	$NO_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - (0,1039 \times \theta + 0,0358)}{(0,587 \times \theta + 0,009)} \right) - 1,596 \right] \times \left(\frac{1}{0,072} \right)$	0,47	0,81	9,44	(88)
<u>Rhoads et al, (1976) ajustado para</u> <u>relação CEw-NO tipo potência</u>	$NO_{POT} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0076}{0,4454 \times \theta^2 + 0,4825 \times \theta} \right) \times \left(\frac{1}{0,6507} \right) \right]^{\left(\frac{1}{0,5827} \right)}$	<u>0,22</u>	<u>0,79</u>	<u>7,32</u>	(89)
Rhoads et al, (1976) ajustado para relação CEw-NO tipo linear	$NO_{LIN} = \left[\left(\frac{CEa - 0,0076}{0,4454 \times \theta^2 + 0,4825 \times \theta} \right) - 1,596 \right] \times \left(\frac{1}{0,072} \right)$	0,48	0,79	10,43	(90)

Tabela 16 - Modelos para estimativa de potássio e nitrato na solução do solo tipo "Af", experimento 2

Pela Figura 27 pode-se notar o contraste entre os coeficientes angulares das retas de determinação das concentrações de potássio (0,9427) e de nitrato (0,7078). Os dados de entrada no modelo foram os responsáveis pela baixíssima classificação do modelo na estimativa do nitrato para este solo, provavelmente a determinação do nitrato falhou em laboratório ou sua determinação foi mascarada por alguma reação química que possa ter ocorrido durante a espera para análise em laboratório.



Figura 27 – Relação entre as concentrações estimadas e medidas de potássio e nitrato na solução do solo

2.3.4 Monitoramento dos íons lixiviados em coluna de solo não saturada – Experimento 1

2.3.4.1 Dinâmica dos íons em coluna de solo – argilo-arenoso

Pela Figura 28A pode-se notar o monitoramento da umidade e da solução do solo para as 5 camadas monitoradas pela TDR 100. De forma geral notou-se que há uma concentração da CEw nas camadas superiores em especial na camada de 0 a 20 cm (média das sondas 1 e 2). Para as demais camadas não foi possível notar grandes variações de umidade e CEw, em especial a última camada, a qual apresentou valores praticamente constantes.

O monitoramento dos íons potássio e cloreto são apresentados na Figura 28B. Como esperado essas concentrações acompanham o comportamento da CEw se concentrando nas camadas superficiais. Outrossim, não foi possível notar diferença na percolação do cloreto em defasagem com a do potássio.



Figura 28 - A) Monitoramento da CEw e da umidade volumétrica pela TDR 100 em coluna de solo não saturada; B) Monitoramento das concentrações de potássio e cloreto na solução do solo pela TDR 100, em colunas de solo não saturada com acomodação de solo com textura argilosa

2.3.4.1.1 Lixiviação de potássio e cloreto em colunas de solo não saturado

Foram realizadas coletas do lixiviado pela parte inferior da coluna, durante o monitoramento, e dessa forma foi possível confrontar valores de potássio e cloreto estimado pelos modelos, com os valores obtidos em laboratório (Figura 29). Por essa Figura 26 pode-se constatar que a TDR também se apresentou como uma ferramenta precisa na determinação da concentração de potássio e cloreto no lixiviado. Isso é evidenciado pelos elevados coeficientes de determinação.



Figura 29 - Concentração de potássio e cloreto medido e estimado na água lixiviada

Adicionalmente, cabe ratificar que esta precisão é validada em situação em que houve interação do íon potássio com o solo, o que é comprovado pela análise química realizada ao final do experimento (Tabela 17). A concentração de potássio apresentou um aumento de 28,5 mmol_c dm⁻³ valor obtido ao se comparar a concentração do íon na Tabela 3, início do experimento, com a Tabela 17.

Classe	рН	M.O	Ρ	K	Ca	Mg	H+AI	AI	S.B	C.T.C	Sat. Bases	Sat. Al
Textural	-	g.dm⁻³	mg dm³				mmol _c	dm ⁻³	}		V%	m%
Argila A.	4,6	19	5	32	5	1	34	2	38	72	53	5

Tabela 17 - Características químicas do solo "Aa" ao final do experimento 1

2.3.4.2 Dinâmica dos íons em coluna de solo não saturado - areia franca

Pela Figura 30A confere-se o monitoramento da CEw pela aplicação de KCI via água de irrigação. Diferentemente do solo argiloso não se observa a concentração dos sais nas camadas superficiais, o que indica maior lixiviação dos íons no perfil da coluna. Assim como no solo "Aa" as camadas mais profundas foram as que obtiveram baixa variação dos valores de CEw, umidade e concentração dos íons potássio e cloreto.

Pela Figura 30B, não foi possível notar o avanço do cloreto em relação ao potássio no perfil da coluna de solo, talvez se o íon fosse monitorado em uma escala menor seja possível enxergar esse processo de lixiviação.



Figura 30 – A) Monitoramento da CEw e da umidade volumétrica pela TDR 100 em coluna de solo não saturada; B) Monitoramento das concentrações de potássio e cloreto na solução do solo pela TDR 100, em colunas de solo não saturada com acomodação de solo com característica textural arenosa

2.3.4.2.1 Lixiviação de potássio e cloreto em colunas de solo não saturado

Pelo confronto dos valores medidos e estimados da concentração de potássio e cloreto lixiviados, pode-se constatar que a TDR é uma ferramenta confiável na determinação da concentração de potássio e cloreto presentes na água de lixiviação de solo com características texturais arenosas (Figura 31). Isso foi evidenciado pelo coeficiente de determinação superior a 0,75 para as duas estimativas.



Figura 31 - Concentração de potássio e cloreto medido e estimado na água lixiviada para o solo "Af"

Apesar da baixa interação dos solos com textura arenosa, nota-se pela Tabela 18, que houve interação com as partículas do solo, sendo o incremento de potássio no solo de 7,1 mmol_c dm⁻³. Este valor evidencia que o monitoramento realizado em laboratório apresentou situações semelhantes ao campo no que diz respeito aos processos químicos na solução do solo.

Tabela 18 - Características químicas do solo "Af" ao final do experimento 1

Classe	pН	M.O	Ρ	K	Ca	Mg	H+AI	AI	S.B	C.T.C	Sat. Bases	Sat. Al
Textural	•	g.dm ⁻³	mg.dm [:]				mmol _c (dm⁻³			V%	m%
Argila A.	4,0	7	4	7.6	3	1	18	2	12	30	39	15

2.3.5 Monitoramento dos íons lixiviados em coluna de solo não saturado – Experimento 2

2.3.5.1 Dinâmica dos íons em coluna de solo não saturado – argilo-arenoso

Pela Figura 32A pode-se notar o monitoramento da umidade e da solução do solo para as 5 camadas monitoradas pela TDR 100. Assim como no experimento 1 nota-se que há uma concentração da CEw nas camadas superiores em especial na camada de 0 a 20 cm o que parece ser característico deste tipo de solo, entretanto esses valores não foram tão elevados quanto os valores apresentados no primeiro experimento. O monitoramento dos íons potássio e nitrato podem ser conferidos pela Figura 32B.



Figura 32 - A) Monitoramento da CEw e da umidade volumétrica pela TDR 100 em coluna de solo não saturada; B) Monitoramento das concentrações de potássio e nitrato na solução do solo pela TDR 100, em colunas de solo não saturada com acomodação de solo com característica textural argilosa

2.3.5.1.1 Lixiviação de potássio em colunas de solo não saturado

Pela Figura 33, pode-se observar a coerência da estimativa das concentrações de potássio na água lixiviada em comparação aos valores obtidos em laboratório, para o solo "Aa". O coeficiente de determinação acima de 0,7 confirma essa precisão em estimar a concentração de potássio, entretanto os valores de potássio são levemente subestimados, pois o coeficiente angular da reta é de 0,8195. Não foi possível realizar esta análise para o nitrato devido às dificuldades de sua determinação em laboratório.





As características químicas do solo em questão foram analisadas e podem ser conferidos pela Tabela 19. Notou-se que houve interação da solução do solo com as partículas de argila no sentido de alcançar o equilíbrio, sendo fornecido 23 mmol_c.dm⁻³ de K da solução do solo para as partículas de argila.

Tabela 19 - Característic	as químicas do solo '	"Aa" ao final do ex	perimento 2
---------------------------	-----------------------	---------------------	-------------

Classe	pН	M.O	Ρ	K	Ca	Mg	H+AI	AI	S.B	C.T.C	Sat. Bases	Sat. Al
Textural	-	g.dm ⁻³	mg.dm [;]			n	nmol _c d	lm⁻³-			V%	m%
Argila A.	4,3	19	6	26,5	5	3	38	4	35	73	48	10

2.3.5.2 Dinâmica dos íons em coluna de solo não saturado – areia franca

2.3.5.2.1 Lixiviação de potássio em colunas de solo não saturado

Apesar dos poucos pontos monitorados, nota-se pela Figura 34, que o coeficiente angular próximo de 0,857 e o coeficiente de determinação acima de 0,7 são indicativos de que a TDR estimou com precisão a concentração do potássio lixiviado na coluna de solo "Af".



Figura 34 - Concentração de potássio medido e estimado na água de drenagem para o solo "AF"

A Análise química final do solo "Af" também evidenciou um incremento de potássio de 7,7 mmol_c dm⁻³.

Classe		M.O	Р	к	Са	Ma	H+AI	AI	S.B	C.T.C	Sat.	Sat.
	pH _		•		04	mg		<i>7</i> u	0.0	00	Bases	AI
Textural		g.dm ⁻³	mg dm³			r	nmol _c (dm⁻³.			V%	m%
Argila A.	4,4	6	3	8,2	3	1	18	2	12	30	39	15

Tabela 20 - Características químicas do solo "Af" ao final do experimento 2

3 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos pelas condições experimentais, conclui-se que:

- Os modelos de Rhoads et al. (1976) e Vogeler et al. (1996) ajustam-se melhor a solos com características texturais argilosas sendo classificados como "Ótimos" modelos matemáticos para a determinação da CEw tanto pela aplicação de KCI como pela aplicação de KNO₃ via água de irrigação. Na estimativa da CEw no solo arenoso os modelos de Munõz-Carpena et al. (2005), Mualen e Friedman (1991), Vogeler et al. (1996) e Rhoads et al. (1976) apresentam melhores ajustes na determinação da CEw, sendo classificados com "Muito bom";
- 2) Na determinação do potássio, pelos modelos avaliados, o melhor ajuste se dá pela associação da relação K-CEw do tipo potência aplicada para solos argilosos e do tipo linear para solos arenosos, apresentando a classificação como sendo: "Ótimo" e "Muito bom", respectivamente. Para o cloreto e o nitrato o melhor ajuste se dá pela relação de CEw-CI e CEw-NO do tipo linear, apresentando classificação de "Muito Bom" e "Ótimo" respectivamente; e
- A TDR pode ser considerada como uma ferramenta útil e aplicável para o monitoramento da concentração dos íons potássio e cloreto lixiviados no perfil do solo.

REFERÊNCIAS

ALLEN, R.G.A. Penman for all seasons. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New York, v. 112, n. 4, p. 348-386.

ANDRADE NETO, T.M. Monitoramento de íon_s na solução e no extrato de saturação do solo sob aplicação de diferentes concentrações de sais fertilizantes na água de irrigação em bananeira da terra. 2009. 79 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Manejo da Irrigação) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2009.

ANDRADE, E.M.; AQUINO, D.N.; CRISÓSTOMO, L.A.; RODRIGUES, J.O.; LOPEZ, F.B. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 1, p. 88-95, jan./fev. 2009.

ARAUJO, C.A.S.; RUIZ, H.A.; FERREIRA, P.A.; SILVA, D.J.; CARVALHO, M.A. Transporte de fósforo e de potássio em colunas com agregados de um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 1, p. 259-268, 2000.

BAKER, J.M.; ALLMARAS, R.R. System for automating and multiplexing soil moisture measurement by time-domain reflectometry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 1-6, 1990.

BERNARDO, S. Manual de irrigação. 6. ed. Viçosa: UFV, 1995. 657 p.

BHUMBLA, D.K. **Agriculture practices and nitrate pollution of water.** Disponível em: http://www.caf.wvu.edu/~forage/nitratepollution/nitrate.htm>. Acesso em: 18 out. 2011.

BORGES, A.L.; COELHO, E.F.; COSTA, E.L.; SILVA, J.T.A. **Fertirrigação da bananeira.** Cruz das Almas: EMBRAPA, CNPMF, 2006. 8 p. (Circular Técnica, 84).

BURT, C.M.; O'CONOR, K.; RUEHR, T. **Fertigation.** San Luis Obispo: California Polytechnic State University, Irrigation Training and Research Center, 1995. 295 p.

CAMPBELL SCIENTIFIC. Instruction Manual TDR 100: revision: 4/07. Logan, 2007.

CARMARGO, A.P.; SENTELHAS, P.C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 5, n. 1, p. 89-97, 1997.

CHICOTA, R. Avaliação no campo de um TDR segmentado para determinação da umidade do solo. Piracicaba, 2003. 121 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2003.

CLYMA, W.; SHAFIQUE, M.S.; van SCHILFAARDE, J. **Irrigated agriculture**: managing toward sustainability. New York: Encyclopedia of Water Science, 2003. 442 p.

COELHO, E.F.; MAGALHAES, A.F.J.; COELHO FILHO, M.A. **Irrigação e fertirrigação em citros.** Cruz das Almas: EMBRAPA, CNPMF, 2004. 16 p. Circular Técnica, 72).

COELHO, E.F.; SANTANA, G. S.; SILVA, T.S.M.; RAMOS, M.M. Estimativa da concentração de potássio na solução do solo com base em leituras de condutividade elétrica e umidade por reflectometria no domínio do tempo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33, 2004, São Pedro. **Resumos**...São Pedro: SBEA, 2004, CD-ROM.

COELHO, E.F.; SIMÕES, W.L.; SANTOS, D.B.; VEIMROBER JUNIOR, L.A.A. Estimativa da concentração de cálcio na solução do solo submetido a aplicação de água salina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33., 2007, Bonito. **Anais...** Bonito: SBEA, 2007. 1 CD-ROM.

COELHO, E.F.; VELLAME, L.M.; COELHO FILHO, M.A.; LEDO, C.A.S. Desempenho de modelos de calibração de guias de onda acopladas a TDR e a multiplexadores em três tipos de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 23-30, 2006.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

COMEGNA, V.; COPPOLA, A.; SOMMELLA, A. Nonreactive solute transport in variously structured soil materials as determined by laboratory-based time domain reflectometry (TDR). **Geoderma**, Amsterdam, v.92, p. 167-184, 1999.

EXNER, M.E.; BURBACH, M.E.; WATTS, D.G.; SHEARMAM, R.C.; SPALDIND, R.F. Deep nitrate movement in the unsaturated zone of simulated urban lawn. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 20, p. 658-662, 1991.

FERREIRA, P.A.; RIBEIRO, A.C.; SANTOS, C.R.; HENRIQUES, H.P.; CAIXETA, T.J. Movimento vertical de nitrato, amônio, cloreto e potássio em colunas de solo irrigado. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 37 p. 152-166, 1990.

GIESE, K.; TIEMANN, R. Determination of the complex permittivity from the sample time domain reflectometry. **Advanced Molex Relaxes Processes**, New York, v.7, n. 1, p. 45-49, 1975.

GONÇALVES, A.D.M.A; MIRANDA, J.H.; ROSSI, P.; SABADIN, J.F.G.; KAMOGAWA, M.Y. Temperature effect in potassium and nitrate ions in soil transport. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n.3, p. 438-447, jul. set.2008.

GREENBERG, A.E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1193 p.

GRIFFIOEN, J. Potassium adsorption ratios as an indicator for the fate of agricultural potassium in groundwater. **Journal of Hydrology**, Washington, v. 254, p. 244–254, 2001.

HEIMOVAARA, T.J.; FOCKE, A.G.; BOUTEN, W.; VERSTRATEN, J.M. Assessing temporal variations in soil water composition with time domain reflectometry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 59, p. 689-698, 1995.

HEMING, S.D.; ROWELL, D.L. The estimation of losses of potassium and magnesium from chalky soils: laboratory studies. **Soil Use and Management**, London, v. 13, p. 122-129, 1997.

HUGHES, S.; REYNOLDS, B. Evaluation of porous ceramic cups for monitoring soilwater aluminum in acid soils: comment on a paper by Raulund-Rasmussen. **Journal** of Soil Science, São Francisco, v. 41, p. 325-328, 1990.

JALALI, M. Major ion chemistry in the Bahar area, Hamadan, western Iran. **Environmental Geology,** Paris, v. 47, p. 763–772, 2005.

JOAQUIM JÚNIOR, G.O. **Desempenho do reflectômetro no domínio do tempo na detecção de variações de umidade do solo.** 2003. 81 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

JOHNSTON, A.E.; GOULDING, K.W.T.; MERCER, E. Potassium leaching from a sandy soil. **International Potash Institute**, Bern, v. 12, n. 4, p. 450-456, 1993.

JOHNSTON, A.E.; GOULDING, K.W.T.; Potassium concentration in surface and groundwater and the loss of potassium in relation to land use. In: INTERNATIONAL POTASH INSTITUTE. Potassium in ecosystems, biogeochemical fluxes of cations in agro-and forest-systems. Basel, 1992, p. 35-158.

JONES, S.B.; WRAITH, J.M.; OR, D. Time domain reflectometry measurement principles and applications. **Hydrological Processes**, Amsterdam, v. 16, p. 141-153, 2002.

KLUTE, A. Water retention: laboratory methods. In: _____. (Ed.). **Methods of soil analysis.** 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy; Soil Science Society of America, 1986. pt. 1, p. 635-662. (Agronomy Monograph, 9).

KOLAHCHI, Z.; JALALI, M. Simulating leaching of potassium in a Sandy soil using simple and complex models. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 85. p. 85-94, 2006.

_____. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil. **Journal** of Arid Environmental, Amsterdam, v. 68, p. 624-639, 2007.

KRAMER, P.J.; KOZLOWSKI, T.T. **Physiology of woody plants.** Orlando: Academic Press, 1979. 811 p.

KRAUS, J.D. Eletromagnetics, 4th ed. New York: Internation, 1991. 848 p.

LAO, M.T.; JIMÉNEZ, S.; EYMAR, E.; FERNÁNDEZ, E.J. Nutrient levels of the solution obtained by means of suction cups in intensive tomato cultivation. **Phyton**, Buenos Aires, v. 4, n. 7, p. 29-37, 2004.

LEDIEU, J.P.; De RIDDER, P.; De CLERCK, P.; DAUTREBANDE, S. A method of measuring soil moisture by time-domain reflectometry. **Journal of Hydrology**, Washington, v. 88, p. 319-328, 1986.

LELIS NETO, J, A. **Monitoramento de componentes químicos da vinhaça aplicados em diferentes tipos de solo.** 2008. 87 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

Li, G.; FENG, X.; QIU, G.; BI, X.; LI, Z.; ZHANG. C.; WANG, D.; SHANG, L.; GUO, Y. Environmental mercury contamination of an artisanal zinc smelting area in Weining County, Guizhou, China. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 154, p. 21-31, 2008.

LIMA, C.J.G.S. **Calibração e manejo de extratores providos de cápsulas porosas e transdutores de pressão para o monitoramento de íons na fertirrigação.** 2009. 109 p. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MAAS, E.V. Salt tolerance of plants. In: CHRISTE, B.R. (Ed.). Handbook of plant science in agriculture. Boca Raton: CRC Press, 1984. p. 187-198.

MALAVOLTA, E. **Potássio, magnésio e enxofre nos solos e culturas brasileiras.** 2. ed. Piracicaba: Instituto Internacional de Pesquisa de Potássio, 1980. 91 p. (Boletim Técnico, 4).

MCKENZIE, R.M. The sorption of cobalt by manganese minerals in soils. **Journal of Soil Research**, Sidney, v. 5, p. 235-246, 1967.

MELO, R.F.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T.; RUIZ, H.A.; OLIVEIRA, L.B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n.2, p. 456-465, abr./jun. 2006.

MEURER, E.J.; ANGHINONI, I.A. A solução do solo. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo.** 2. ed. Porto Alegre: Genesis, 2004. p. 101-129.

MIRANDA, J.; COSTA, L.M. da; RUIZ, H.A.; EINLOFT, R. Compisição química da solução de solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 633-647, 2006.

MIRANDA, J.H.; DUARTE, S.N.; LIBARDI, P.L.; FOLEGATTI, M.V. Simulação do deslocamento de potássio em colunas verticais de solo não-saturado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 677-685, set./dez. 2005.

MMOLAWA, K.; OR, D. Root zone solute dynamics under drip irrigation: Review. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 222, n. 1/2, p. 163-190, 2000.

MUALEN, Y.A. Anew model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, **Water Resources Research**, Washington, v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.

MUALEN, Y.; FRIEDMAN, S.P. Theoretical prediction of electrical conductivity in saturated soil. **Water Resources Research**, Washington, v. 27, n. 10, p. 2771-2777, 1991.

MUÑOZ-CARPENA, R.; REGALADO, C.M.; RITTER, A.; ALVAREZ-BENEDÍ, J.; SOCORRO, A.R. TDR estimation of electrical conductivity and saline solute concentration in a volcanic soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 399-413, 2005.

NACHTIGALL, G.R.; RAIJ, B. van. Análise e interpretação do potássio no solo. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T.L. (Eds). **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa de Potássio e do Fosfato, 2005, cap. 5, p.93-118.

NADLER, A. Field application of the four-electrode technique for determining soil solution conductivity. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 45, p. 30-34, 1981.

NADLER, A.; FRENKEL, H. Determination of soil solution electrical conductivity from bulk soil electrical conductivity measurements by the four-electrode method. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 44, p. 1216-1221, 1980.

NADLER, A.; FRENKEL, H.; MANTELL, A. Applicability of the four-probe technique under extremely variable water contents and salinity distribution. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v. 48, p.1258-1261, 1984.

NAIDU, R. Contaminants and the soil environment. **Geoderma**, Amsterdam, v. 84, p. 1-263, 1998.

ONGLEY, E.D. **Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas.** Tradução de H.R Gheyi, F.A.V. Damaceno, J. T. de BRITO. Campina Grande: UFPB, 2001 92 p. (Estudo FAO: Irrigação e Drenagem, 55).

ORO, A.L.T. Utilização da técnica da refletometria no domínio do tempo para medidas de condutividade elétrica aparente de um solo. 2006.101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Cascavel, 2006.

PONCIANO, I.M., COELHO, E.F., MIRANDA, J.H., PAMPONET, A.J.M. Avaliação da influência da malha e comprimento de cabo coaxial na determinação do Kp de

sondas TDR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33., 2011, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: CBCS, 2011a. 1 CD-ROM.

_____. Parâmetros para escolha de comprimento e cobertura de cabo coaxial na reflectometria no domínio do temo (TDR). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33., 2011, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: CBCS, 2011b. 1 CD-ROM.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420.p. 2011.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água:** contaminação da água por nitrato. Planaltina: EMBRAPA, 2002. 29 p. (Documentos, 57).

RHOADES, J.D.; OSTER, J.D. Soute content. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis.** 2nd ed. Madison: ASA; SSSA, 1986. (Agronomy Monograph, 9). pt. 1, p. 995-1006.

RHOADS, J.D.; RAATS, P.A.C.; PRATHER, R.J. Effects of liquid-phase electrical conductivity, water content, and surface conductivity on bulk soil electrical conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 40, p. 651-655, 1976.

RHOADS, J.D.; MANTEGHI, N.A.; SHOUSE, P.J; ALVES, W.J. Soil electrical conductivity and soil salinity: new formulations and calibrations. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53 p. 433-439, 1989.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V.V.H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais.** Viçosa: Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

RODRIGUEZ, C.G.L.; CUNHA NETO, J.A.B.; PRATA, A.T. Using time domain reflectometry to measure moisture content discontinuity of an artificial soil. **Experimental Thermal and Fluid Science**, Beijing, v. 20, p. 25-33, 1999.

ROTH, C.H.; SHULIN, R.; FLUHLER, H.; ATTINGER, W. Calibration of time domain reflectometry for water content measurement using composite dielectric approach. **Water Resources Research**, Washington, v. 26, n. 10, p. 2267-2273, 1990.

SAÂDI, Z.; MASLOUHI, A. Modeling nitrogen dynamics in unsaturated soils for evaluating nitrate contamination of Mnasra groundwater. **Advances in Environmental Reaserch**, New York, v. 7, p. 803-823, 2003.

SANTANA, G.S.; COELHO, E.F.; SILVA, T.S.M.; RAMOS, M.M. Relação entre potássio na solução do solo, umidade e condutividade elétrica aparente do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 2, p. 142-151, 2007.

SANTANA, G.S.; COELHO, E.F.; SILVA, T.S.M.; RAMOS, M.M.; COELHO FILHO, M.A. Estimativa da condutividade elétrica da solução do solo em função da umidade

e da condutividade elétrica aparente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33., 2004, São Pedro. **Resumo...** São Pedro: SBEA, 2004. 1 CD-ROM.

SANTOS, M.R. **Uso da reflectometria no domínio do tempo para avaliar a distribuição de nitrato e fósforo em colunas de solos fertirrigados.** 2008. 59 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

SANTOS, M.R.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; OLIVEIRA, R.A.; ZONTA, J.H. Uso da reflectometria no domínio do tempo para avaliar a distribuição de nitrato em colunas de solo fertirrigados. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 67-81, 2009.

SCALOPPI, E.J.; BRITO, R.A. Qualidade da água e do solo para a irrigação. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 12, n. 139, p. 80-94, 1986.

SHEPHERD, M.A.; BENNETT, G. Nutrient leaching losses from a sandy soil in lysimeters. **Soil Science and Plant Analysis**, Amsterdam, v. 29, n. 7/8, p. 931-946, 1998.

SILVA, A.J.P., COELHO, E.F.; SANTOS, M.R; Avaliação de sondas de TDR para medida da condutividade elétrica aparente e da umidade. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 15., 2005, Teresina. **Anais...** Teresina: UFPI, Ed. Universitária, 2005. p. 8-16.

SILVA, P.C.C.; COUTO, J.L.; Efeito dos íons amônio e nitrato no desenvolvimento do girassol em solução nutritiva. **Revista da EVZA,** Uruguaiara, v. 17, n. 1, p. 104-114, 2010.

SILVA, R.H.; ROSOLEM, C.H.; WONG, J. Liberação de cálcio e magnésio por capsulas porosas de porcelana usadas na extração de solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 605-610, 2004.

SILVA, T.S.M.; COELHO, E.F.; PAZ, V.P.S.; VELLAME, L.M.; SANTANA, G.S. Teor de potássio na Solução do solo com uso da técnica de reflectometria no domínio do tempo. **Irriga**, Botucatu, v. 10, n. 4, p. 393-402, nov./dez. 2005.

SOUZA, C.F.; FOLEGATTI, M.V.; MATSURA, E.E.; OR, D. Calibração da Reflectometria no domínio do tempo (TDR) para a estimativa da concentração da solução no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 282-291, 2006a.

SOUZA, C.F.; MATSURA, E.E.; FOLEGATTI, M.V.; COELHO, F.C.; OR, D. Sondas de TDR para a estimativa da umidade e da condutividade elétrica do solo. **Irriga**, Botucatu, v. 11, n. 1, p.12-25, 2006b.

SPARKS, D.L. Elucidating the fundamental chemistry of soils: past and recent achievements and future frontiers. **Geoderma**, Amsterdam, v. 100, p. 303-319, 2001.

_____. Environmental soil chemistry. 2nd ed. Oxford: Elsevier, 2003. 352 p.

SPARKS, D.L.; HUANG, P.M. Physical chemistry of soil potassium. In: MUNSON, R. **Potassium in agriculture:** phosphate potash. Madison: American Society of Agronomy; Atlanta: Phosphate Institute, 1985. p. 201-276.

TISDALE, S.L.; BEATON, J.D.; NELSON, W.L. **Soil fertility and fertilizers.** 4th ed. New York: MacMillan, 1985. 754 p.

TOMMASELLI, J.T.G. Influência de algumas características do solo sobre a calibração de um equipamento de TDR (Time-Domain Reflectometry). 1997. 109 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

TOMMASELLI, J.T.G.; BACCHI, O.O.S. Calibração de um equipamento de TDR para medida de umidade de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 9, p. 1145-1154, 2001.

TOPP, G.C.; DAVIS, J.L.; ANNAN, A.P. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. **Water Resources Research**, Washington, v. 16, p. 574-582, 1980.

U.S SALINITY LABORATORY STAFF. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. **USDA. Agriculture Handbook,** Washington, v. 60, p. 1-160, 1954.

VAN GENUCHTEN, M.Th. A closed-form equation for predicting the conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 892-897, Sept./Oct. 1980.

VAZ, C.M.P.; MATSURA, E.E.; TORRADO, P.V.; BACCHI, O.O.S. Validação de 3 equipamentos de TDR (Refletometria no domínio do tempo) para a medida da umidade de solos. São Carlos: Valentim Monzane, 2004. 4 p. (Comunicado Técnico, 61).

VÁZQUEZ, N.; PARDO, A.; SUSO, M.L.; QUEMADA, M.A methodology for measuring drainage and nitrate leaching in unevenly irrigated vegetable crops. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 269, p. 297-308, 2005.

VOGELER, I.; GREEN, S.R.; MILLS, T.; CLOTHIER, B.E. Modeling nitrate and bromide leaching from sewage sludge. **Soil & Tillage Reserch**, Amsterdam, v. 89, p. 177-184. 2006.

VOGELER, I.; CLOTHIER, B.E.; GREEN, S.R.; SCOTTER, D.R.; TILLMAN, R.W. Characterizing water and solute movement by time domain reflectometry and disk permeametry. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 5-12, 1996.

WANG, J.R. The dielectric properties of soil-water mixtures at microwave frequencies. **Radio Science**, Washington, v. 15, p. 977-985, 1980.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking water quality.** 1. Recommendations. 2nd ed. Geneva, 1993. 103 p.

ZANINI, J.R. Distribuição de água e do íon K⁺ no solo, aplicados por fertirrigação em gotejamento. II - Teores de K⁺ no bulbo molhado. **ITEM – Irrigação e Tecnologia Moderna**, Brasília, v. 46, n. 1, p. 24- 38, 1991.

ANEXOS

	,	l enaht	Pro	be	Const	Constante dielétrica em água destilada (Ka) a 25 ºC				
Sonda	Start	Window	Lenght	Offset	em á ۲) em					
1	6,6	3	0,112	0,040	81,3	81,5	81,1			
2	6,6	3	0,107	0,039	81,7	81,6	81,1			
3	6,6	3	0,100	0,033	81,7	81,9	81,7			
4	6,6	3	0,109	0,032	81,7	81,9	81,7			
5	6,6	3	0,109	0,035	81,5	81,2	81,7			
6	6,6	3	0,110	0,040	81,1	81,3	81,7			
7	6,6	3	0,107	0,040	81,5	81,9	81,2			
8	6,6	3	0,110	0,037	81,9	82,0	81,3			
9	6,6	3	0,110	0,039	81,6	82,0	81,5			
10	6,6	3	0,109	0,030	81,3	81,3	81,3			
11	6,6	3	0,110	0,026	81,4	81,4	81,0			
12	6,6	3	0,109	0,022	81,5	81,7	81,3			
13	6,6	3	0,110	0,028	81,6	81,8	81,9			
14	6,6	3	0,110	0,030	81,1	81,4	80,6			
15	6,6	3	0,108	0,030	81,5	81,0	80,0			
16	6,6	3	0,109	0,030	81,5	81,6	81,2			
17	6,6	3	0,110	0,031	81,3	81,0	81,2			
18	6,6	3	0,107	0,040	80,8	80,7	80,8			
19	6,6	3	0,108	0,030	81,4	82,0	81,5			
20	6,6	3	0,110	0,038	81,1	81,4	80,9			
21	6,6	3	0,105	0,038	81,9	81,7	81,8			
22	6,6	3	0,104	0,039	81,3	81,5	81,1			

ANEXO A – Parâmetros de entrada das sondas manufaturadas na programação da TDR, obtidas e água destilada a 25 °C
```
Public LaL(24)
Public LaL2(24)
Public ToppVWC(24)
Public batt_volt
Public Temp_C(3)
Public Painel
Public EC(24)
Public PTemp
Public MuxChan
Units Batt Volt=Volts
Units Temp_C=De g C
Units painel=Deg C
Dim I
Const a0=-0.053
Const a1=0.0292
Const a2=-0.00055
Const a3=0.0000043
DataTable(Table1,True,-1)
            DataInterval(0,4,Min,10)
            Average(1,Temp_C(1),FP2,False)
            Average(1,Temp_C(2),FP2,False)
            Average(1,Temp_C(3),FP2,False)
            Average(1,painel,FP2,False)
EndTable
DataTable (TDRA,1,-1)
DataInterval(0,4,min,-2)
 Sample (24,LaL(),FP2)
            Sample (24,LaL2(),FP2)
            Sample (24, ToppVWC(), FP2)
            Sample (24, EC(), FP2)
            Sample (1,Batt volt,FP2)
EndTable
BeginProg
            Scan (2,Min,2,0)
            TCDiff(Temp_C(1),3,mV250C,1,TypeT,Painel,True,0,_60Hz,1,0)
            PanelTemp (PTemp,250)
                         Battery (Batt_volt)
                         TDR100 (EC(1),0,3,1101,4,0.99,251,6.6,3,.112,0.04,4.1,0)
```

TDR100 (EC(2),0,3,1201,4,0.99,251,6.6,3,.105,0.038,4.1,0) TDR100 (EC(3),0,3,1301,4,0.99,251,6.6,3,.100,0.033,4.1,0) TDR100 (EC(4),0,3,1401,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.032,4.1,0) TDR100 (EC(5),0,3,1501,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.035,4.1,0) TDR100 (EC(6),0,3,1601,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.040,4.1,0) TDR100 (EC(7),0,3,1701,4,0.99,251,6.6,3,.107,0.040,4.1,0) TDR100 (EC(8),0,3,1801,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.037,4.1,0) TDR100 (EC(9),0,3,2101,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.039,4.1,0)

TDR100 (EC(10),0,3,2201,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.030,4.1,0) TDR100 (EC(11),0,3,2301,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.026,4.1,0) TDR100 (EC(12),0,3,2401,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.022,4.1,0) TDR100 (EC(13),0,3,2501,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.028,4.1,0) TDR100 (EC(14),0,3,2601,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.030,4.1,0) TDR100 (EC(15),0,3,2701,4,0.99,251,6.6,3,.108,0.030,4.1,0) TDR100 (EC(16),0,3,2801,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.030,4.1,0)

TDR100 (EC(17),0,3,3101,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.031,4.1,0) TDR100 (EC(18),0,3,3201,4,0.99,251,6.6,3,.107,0.040,4.1,0) TDR100 (EC(19),0,3,3301,4,0.99,251,6.6,3,.108,0.030,4.1,0) TDR100 (EC(20),0,3,3401,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.038,4.1,0) TDR100 (EC(21),0,3,3501,4,0.99,251,6.6,3,.105,0.038,4.1,0) TDR100 (EC(22),0,3,3601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) TDR100 (EC(23),0,3,3701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) TDR100 (EC(24),0,3,3801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0)

'TDR100 (EC(25),0,3,4101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(26),0,3,4201,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(27),0,3,4301,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(28),0,3,4401,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(27),0,3,4501,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(30),0,3,4601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(31),0,3,4701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(32),0,3,4801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0)

'TDR100 (EC(33),0,3,5101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.4,2.56,0) 'TDR100 (EC(34),0,3,5201,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(35),0,3,5301,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(36),0,3,5401,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(37),0,3,5501,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(38),0,3,5601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(39),0,3,5701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(40),0,3,5801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0)

'TDR100 (EC(41),0,3,6101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(42),0,3,6201,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(43),0,3,6301,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(44),0,3,6401,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(45),0,3,6501,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(46),0,3,6601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0)

'TDR100 (EC(47),0,3,6701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) 'TDR100 (EC(48),0.3.6801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,2.56,0) TDR100 (LaL(1),0,0,1101,4,0.99,251,6.6,3,.112,0.04,1,0) TDR100 (LaL(2),0,0,1201,4,0.99,251,6.6,3,.105,0.038,1,0) TDR100 (LaL(3),0,0,1301,4,0.99,251,6.6,3,.100,0.033,1,0) TDR100 (LaL(4),0,0,1401,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.032,1,0) TDR100 (LaL(5),0,0,1501,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.035,1,0) TDR100 (LaL(6),0,0,1601,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.040,1,0) TDR100 (LaL(7),0,0,1701,4,0.99,251,6.6,3,.107,0.040,1,0) TDR100 (LaL(8),0,0,1801,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.037,1,0) TDR100 (LaL(9),0,0,2101,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.039,1,0) **TDR100** (LaL(10),0,0,2201,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.030,1,0) **TDR100** (LaL(11),0,0,2301,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.026,1,0) **TDR100** (LaL(12),0,0,2401,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.022,1,0) **TDR100** (LaL(13),0,0,2501,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.028,1,0) **TDR100** (LaL(14),0,0,2601,4,0.99,251,6.6,3,110,0.030,1,0) **TDR100** (LaL(15),0,0,2701,4,0.99,251,6.6,3,.108,0.030,1,0) **TDR100** (LaL(16),0,0,2801,4,0.99,251,6.6,3,.109,0.030,1,0) **TDR100** (LaL(17),0,0,3101,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.031,1,0) TDR100 (LaL(18),0,0,3201,4,0.99,251,6.6,3,.107,0.040,1,0) **TDR100** (LaL(19),0,0,3301,4,0.99,251,6.6,3,.108,0.030,1,0) TDR100 (LaL(20),0,0,3401,4,0.99,251,6.6,3,.110,0.038,1,0) TDR100(LaL(21),0,0,3501,4,0.99,251,6.6,3,.105,0.038,1,0) TDR100 (LaL(22),0,0,3601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) TDR100 (LaL(23),0,0,3701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) TDR100 (LaL(24),0,0,3801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(25),0,0,4101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0)

'TDR100 (LaL(25),0,0,4101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(26),0,0,4201,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(27),0,0,4301,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(28),0,0,4401,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(29),0,0,4501,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(30),0,0,4601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(31),0,0,4701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(32),0,0,4801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(33),0,0,5101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(34),0,0,5201,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(35),0,0,5301,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(36),0,0,5401,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(37),0,0,5501,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(38),0,0,5601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(39),0,0,5701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(40),0,0,5801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0)

'TDR100 (LaL(41),0,0,6101,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(42),0,0,6201,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(43),0,0,6301,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(44),0,0,6401,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(45),0,0,6501,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(46),0,0,6601,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(47),0,0,6701,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0) 'TDR100 (LaL(48),0,0,6801,4,1.0,251,5.0,10,.2,0.04,1,0)

> For I=1 To 24 LaL2(I)=LaL(I)^2

Next I CallTable TDRA CallTable (table1) NextScan

EndProg



ANEXO – C - Procedimentos construtivos das colunas de solo de PVC

