

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Aspectos agronômicos e ambientais da irrigação com efluente de
estação de tratamento de esgoto e aplicação de fosfogesso em
sistema de produção de cana de açúcar**

Julius Blum

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor
em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição
de Plantas

**Piracicaba
2011**

Julius Blum
Engenheiro Agrônomo

Aspectos agronômicos e ambientais da irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto e aplicação de fosfogesso em sistema de produção de cana de açúcar

Orientador:
Prof. Dr. **ADOLPHO JOSÉ MELFI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2011

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

Blum, Julius

Aspectos agronômicos e ambientais da irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto e aplicação de fosfogesso em sistema de produção de cana de açúcar / Julius Blum. - - Piracicaba, 2011.

107 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2011.

1. Águas residuárias 2. Cana-de-açúcar 3. Efluentes 4. Esgotos sanitários
5. Fertirrigação 6. Fosfogesso 7. Irrigação localizada 8. Nutrição vegetal I. Título

CDD 633.61
B658a

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

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram com a realização deste trabalho.

Especialmente aos professores Adolpho José Melfi e Célia Regina Montes pela atenção, confiança e supervisão e principalmente pela oportunidade de fazer parte desse grupo de trabalho.

A Tamara Maria Gomes e Uwe Heinz Willi Herpin pelo auxílio imprescindível à redação do trabalho.

Aos professores, Paulo Leonel Libardi, Sonia Maria de Stefano Piedade, Carlos Tadeu dos Santos Dias, Edgar Gomes Ferreira de Beauclair, Luis Reynaldo Ferracciú Alleoni, Jarbas Honório de Miranda e Álvaro Pires da Silva os quais compartilharam seus conhecimentos durante suas aulas.

Aos professores Cassio Hamilton Abreu Júnior e Francisco Monteiro pelo tempo despendido e valiosas sugestões durante o exame de qualificação.

Aos técnicos Gustavo Gobet Baldi, Luis Antonio Silva Junior, Lúcia Helena S. Pavan Forti, Lurdes A.D. Gonzáles, Nivanda Maria Moura Ruiz e Ednéia C. S. Mondoni pela ajuda e paciência durante as análises laboratoriais.

Aos funcionários Clotilde M. B. Cunha, Paulo Sebastião e Nancy do Amaral pela ajuda e convívio durante o período de doutorado.

Aos estagiários, Bruno Galli, Bruno Pereira de Campos, Marcelo Sparsa Menegasso e Nathália Brancher pela ajuda nas análises laboratoriais e coletas de campo.

Aos colegas do Nupegel Alessandra Monteiro de Paula, Bruno Fernando Faria Pereira, Magnus Dall'igna Deon e Roberta Clemente Santin.

Ao Rafael Marques Pereira Leal pela ajuda nas coletas de campo, análises laboratoriais e principalmente pelo compartilhamento de idéias, incentivo e amizade.

Ao James Aparecido Mateus pela condução do experimento e ajuda na coleta de dados e amostras no campo.

Um agradecimento especial à minha esposa Susana, que colaborou em todas as fases do trabalho, desde o incentivo para a realização do doutorado até a revisão do texto da tese.

Ao grupo EQUIPAV e à SABESP pela participação e colaboração na pesquisa.

Ao professor Harold M. van Es, à Bianca Moebius Clune e Robert Schindelbeck pela receptividade e ajuda durante minha estadia na Universidade de Cornell.

À todos os outros amigos, Fabiano, Fabiane, João, Jaqueline, Adriano, Aline, Paula, Sueli, Eloana, Leonidas, Benedito, Mariana, Diego, Diogo, Evandro, Alexys, Suzana, Rodrigo, Rintaro, Yandong, Yuanjun e Christopher os quais eu tive o prazer de conhecer e compartilhar bons momentos durante o período de doutorado.

Ao programa de Pós graduação em Solos e Nutrição de Plantas pela oportunidade e ao Departamento de Ciência do Solo e NUPEGEL pela cessão da infra-estrutura de análise.

À Fundação CAPES pelas bolsas de estudos de doutorado e de estágio de doutorado no exterior (processo BEX nº 4299/10-8) concedidas.

À FAPESP pelo apoio financeiro ao desenvolvimento do projeto (processo nº 04/14315-4) e à bolsa de doutorado concedida (processo nº 2008/07371-6).

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	13
1 INTRODUÇÃO.....	17
Referências	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 Irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto: efeito da concentração de sódio do solo e mitigação.....	23
Referências	27
3 PROPRIEDADES QUÍMICAS E FÍSICAS DO SOLO IRRIGADO COM EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E TRATADO COM FOSFOGESSO..	31
Resumo	31
Abstract	31
3.1 Introdução	32
3.2 Material e métodos.....	34
3.3 Resultados e discussão.....	37
3.4 Conclusões.....	54
Referências	54
4 NUTRIÇÃO DE PLANTAS E BALANÇO DE NUTRIENTES EM CULTURA DE CANA DE AÇUCAR IRRIGADA COM EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E TRATADA COM FOSFOGESSO.....	59
Resumo	59
Abstract	59
4.1 Introdução	60
4.2 Material e métodos.....	62
4.3 Resultados e discussão.....	66
4.4 Conclusões.....	79
Referências	80

5	LIXIVIAÇÃO DE NITROGENIO E FÓSFORO EM CANA DE CANA DE AÇÚCAR IRRIGADA COM EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	85
	Resumo	85
	Abstract.....	86
5.1	Introdução.....	86
5.2	Material e métodos	88
5.3	Resultados e discussão	90
5.4	Conclusões	105
	Referências.....	105

RESUMO

Aspectos agronômicos e ambientais da irrigação com efluentes de estação de tratamento de esgoto e aplicação de fosfogesso em sistema de produção de cana de açúcar

O uso de efluentes de estação de tratamento de esgoto (EETE) para a irrigação de culturas agrícolas é uma forma adequada de reciclagem de nutrientes e da água utilizada pelas populações urbanas, portanto, importante para o uso sustentável de recursos. Embora seja uma prática bastante antiga no mundo, no Brasil é ainda insipiente, pois as pesquisas relacionadas ao tema iniciaram-se por volta do ano 2000. Apesar de alguns resultados serem positivos do ponto de vista de sua utilização, ainda existem algumas dúvidas relacionadas ao (i) balanço de nutrientes para o manejo de fertilizantes com vistas à nutrição vegetal e à segurança ambiental, (ii) ao acúmulo de sódio no solo em condições normais de irrigação e precipitação pluvial e possível amenização desse efeito e (iii) ao risco de acúmulo de nitrogênio no lençol freático. Com o propósito de responder a esses questionamentos, tratamentos com fosfogesso foram estabelecidos em cultura de cana de açúcar previamente irrigada com EETE onde foram avaliados: (i) nutrição das plantas; (ii) aporte e exportação de nutrientes; (iii) qualidade do solo principalmente no tocante ao sódio e propriedades relacionadas; (iv) fluxo de solução e nitrogênio através do solo. Após dois anos da aplicação de gesso e cinco anos consecutivos de irrigação com EETE as propriedades químicas do solo, especialmente aquelas relacionadas com a acidez do solo e cátions básicos, foram afetadas pela irrigação, mantendo o solo em condições adequadas para o desenvolvimento das plantas sem a necessidade de calagem. Os efeitos da aplicação de gesso sobre os teores de Ca, S e Na no solo foram mais pronunciados em curto prazo, sendo que não afetaram as propriedades físicas do solo após dois anos da aplicação. Entretanto, a alta concentração de Na⁺ e seus efeitos sobre propriedades físicas do solo revelaram-se naturalmente reversíveis em solo bem drenados com uma estação chuvosa. Nitrogênio, P, Ca e Mg tiveram concentrações adequadas no solo e na planta, principalmente nos tratamentos irrigados, sendo o EETE uma importante fonte desses nutrientes devendo estes serem considerados no manejo da fertilização. Embora o K e o S sejam fornecidos pela irrigação com EETE em quantidades suficientes para atender a demanda da cultura, a irrigação não melhorou a nutrição em relação a estes nutrientes mesmo em situações onde foi observada deficiência. A nutrição com Fe, Zn e Mn não foi relacionada ao fornecimento desses micronutrientes pelo EETE, mas sim ao aumento do pH do solo. O manejo da irrigação e fertilização foi crítico em relação ao nitrogênio cujo aporte foi dessincronizado com a absorção pela cultura e lixiviado quando aplicado em excesso. Sendo que os modelos para a predição de sua lixiviação devem considerar N aportado, drenagem e precipitação. A propagação do erro das medidas do potencial da água no solo representou até 70% da variância do fluxo de nitrogênio através do solo.

Palavras-chave: Água residuária; Esgotos sanitários; Irrigação localizada; Reuso da água; Irrigação subsuperficial; Elementos essenciais

ABSTRACT

Agronomic and environmental aspects of irrigation with treated sewage effluent and phosphogypsum application on sugarcane production

Utilization of treated sewage effluent (TSE) to crop irrigation is a form of recycling the nutrients and the water used by urban populations, therefore, important for the sustainable use of resources. Although it is a very ancient practice in the world, is incipient in Brazil, where research on the topic began around the year 2000. Despite of some positive results from its use, there are still some questions related to (i) balance of nutrients for fertilizer management aiming plant nutrition and environment safety, (ii) accumulation of sodium in the soil under normal irrigation and rainfall conditions and possible mitigation of this effect and (iii) the risk of accumulation of nitrogen in groundwater. To answer these questions, gypsum treatments were established in sugarcane crop previously irrigated with TSE, where were evaluated: (i) plant nutrition, (ii) supply and removal of nutrients, (iii) soil quality mainly regarding to sodium related properties and (iv) flow of solution and Nitrogen through the soil. After two years of application of gypsum and five consecutive years of irrigation with TSE the soil chemical properties, especially those related to soil acidity and basic cations were affected by irrigation, keeping the soil in conditions suitable for the plants development without the need for liming. The effects of gypsum on Ca, S and Na in the soil were more pronounced in the short term evaluation, and did not affect the physical properties of soil after two years of application. However, the high concentration of Na⁺ and its effect on physical properties of the soil proved to be naturally reversible in well-drained soil with a rainy season. Nitrogen, P, Ca and Mg had adequate concentrations in soil and plant, mainly in the irrigated treatments, being the TSE an important source of these nutrients and those should be considered in the management of fertilization. Although the K and S are provided by irrigation with EETE in sufficient quantities to meet the crop demand, the irrigation did not improve the plant nutrition related to these nutrients even in situations where it was observed deficiencies of these nutrients in the leaves. The rapid movement of these nutrients in the soil or interaction with other ions is the possible causes of the lack of effect. Nutrition with Fe, Zn and Mn was not related to the input of these micronutrients by EETE, but was related to the increase in soil pH that is associated with decreased availability of these nutrients. The management of irrigation and fertilization was critical in relation with the nitrogen whose contribution was unsynchronized with the sugarcane uptake and it was leached when applied in excess. The models for the prediction of N leaching should consider accumulated input of N, drainage and precipitation. The propagation of the error from the measurements of the matric potential of the water in the soil represented up to 70% of the variance of the nitrogen flux through the soil.

Keywords: Wastewater; Nutrients; Subsurface drip; Irrigation, Essential minerals

LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1- Precipitação pluvial e irrigação durante o período avaliado do experimento.....36
- Figura 3.2 – Potencial hidrogeniônico do solo (pH) medido em CaCl_2 e teor de Al^{3+} trocável nas camadas do solo de 0 até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..39
- Figura 3.3 - Teores trocáveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..42
- Figura 3.4 - Teores trocáveis de K^+ e saturação por bases no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..43
- Figura 3.5 – Teores trocáveis de Na^+ e percentual de sódio trocável no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..44
- Figura 3.6 – Concentração de P e S no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de

tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..... 46

Figura 3.7 – Concentração de Mn e Zn no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..... 48

Figura 3.8 – Concentração de B e Fe no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação..... 50

Figura 5.1– Estimativa do armazenamento de água a partir do potencial matricio da água no solo e da curva característica de retenção da água no solo até um metro de profundidade durante o período estudado. 94

Figura 5.2– Precipitação pluvial, conteúdo volumétrico de água (θ) e drenagem interna de solução durante o período avaliado para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura. 95

Figura 5.3 – Nitrogênio total lixiviado em função de (a) total de nitrogênio aplicado, (b) drenagem acumulada, (c) N aplicado, drenagem acumulada e (d) N aplicado e drenagem acumulada e precipitação pluvial..... 103

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Estabilidade de agregados na camada de 0-0.2 m e porcentagem de argila dispersa em água nas camadas entre 0 e 1 m de profundidade no ano de 2010.....	51
Tabela 3.2 - Densidade (D), condutividade hidráulica saturada (k_{sat}), conteúdo volumétrico de água residual (θ_r) e do solo saturado (θ_s), coeficientes alpha (α) e n da curva de retenção de água nas camadas de 0-0.1 e 0.1-0.2 m de profundidade.....	51
Tabela 3.3 - Conteúdo volumétrico de água retida no solo nos potenciais de 0, -6, -10, -30 and -1500 kPa nas camadas de 0-0.1 e 0.1-0.2 m.....	53
Tabela 4.1 – Concentração média de íons no efluente de estação de tratamento de esgoto, aporte de íons através da irrigação no tratamento T100 durante os anos de 2009 e 2010 e quantidade estimada de nutrientes removidos por 100 Mg de colmos.....	68
Tabela 4.2 - Rendimento de bagaço, caldo, ponteiros e colmos de cana de açúcar nos anos de 2009 e 2010	68
Tabela 4.3 – Concentração de Nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), Magnésio (Mg), enxofre (S) e sódio (Na) em folhas, ponteiros, bagaço e caldo de plantas de cana de açúcar, total removido através dos colmos e total absorvido pela parte aérea da cultura nos anos de 2009 e 2010	69
Tabela 4.4 - Balanço e relação entre aporte de macronutrientes e sódio através da irrigação com EETE e remoção pelos colmos e absorção pela parte aérea da cana de açúcar	72
Tabela 4.5 – Propriedades químicas do solo na camada de 0-0.2 m em setembro de 2010.....	73
Tabela 4.6 – Concentração de zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e boro (B) em folhas, ponteiros, bagaço e caldo de plantas de cana de açúcar, remoção total através dos colmos e absorção pela parte aérea nos anos de 2009 e 2010	76

Tabela 4.7 - Balanço e relação entre aporte de micronutrientes através da irrigação com EETE e remoção pelos colmos e absorção pela parte aérea da cana de açúcar	77
Tabela 5.1 – Textura, densidade no perfil do solo avaliada no ano de 2008 e densidade crítica do solo calculada a partir da classe textural para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura	92
Tabela 5.2 – Condutividade hidráulica saturada (K_s) e parâmetros da curva característica de retenção da água no perfil do solo para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura	93
Tabela 5.3 – Condutividade hidráulica e conteúdo volumétrico de água no solo em função do potencial mátrico (Ψ_m) do solo a 1 metro de profundidade para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura	96
Tabela 5.4 – Concentração média de ânions no efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE) em 10 períodos de amostragem entre setembro de 2008 e abril de 2010 e total aplicado via efluente e fertilização ou exportado pelos colmos de cana de açúcar.....	97
Tabela 5.5 – Drenagem interna à 1 metro de profundidade nos períodos estudados para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura	98
Tabela 5.6 – Concentrações de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ nos períodos avaliados para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura	99
Tabela 5.7 – Fluxo de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ nos períodos avaliados para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura	101
Tabela 5.8 – Porcentagem da variância da quantidade de nitrogênio lixiviado explicada por cada componente	104

LISTA DE ABREVIATURAS, SIMBOLOS E SIGLAS

- ADA – Argila Dispersa em Água
- B_c – Concentração de nutrientes no bagaço
- CE – Condutividade elétrica
- $\Delta\psi$ – Diferença de potencial
- EAA-Chama - espectrometria de absorção atômica com atomização em chama
- EAM - Espectrofotometria de absorção molecular
- E_c – Concentração de nutrientes no efluente
- EEC - Espectrofotometria de emissão em chama
- EETE – Efluente de estação de tratamento de esgoto
- ICP-OES - Espectroscopia de plasma indutivamente acoplado
- J_c – Concentração de nutrientes no caldo
- J_y – Rendimento de caldo
- $K(\theta)$ – Condutividade hidráulica do solo em função da umidade
- K_{sat} – Condutividade hidráulica saturada
- LD – Limite de detecção
- Mds – Mínima diferença significativa
- n – Coeficiente empírico da curva de retenção de água no solo
- N_a – Nutrientes aplicados por irrigação
- NHC – Necessidade hídrica da cultura
- N_r - remoção de nutrientes
- N_u – Absorção de nutrientes
- pH – Potencial hidrogeniônico
- PST – Percentagem de sódio trocável
- q_N – Fluxo de nitrogênio no solo
- q_w – Fluxo de solução no solo
- RAS – Razão de adsorção de sódio
- SB – Soma de bases (K, Ca, Mg e Na)
- S_c – Concentração de nutrientes nos ponteiros
- S_u – Absorção de nutrientes pelos ponteiros
- S_y – Rendimento de ponteiros

T100 – Tratamento de irrigação com EETE com 100% da NHC

T100G - Tratamento de irrigação com EETE com 100% da NHC + fosfogesso

T125 - Tratamento de irrigação com EETE com 125% da NHC

T150 - Tratamento de irrigação com EETE com 150% da NHC

T150G - Tratamento de irrigação com EETE com 150% da NHC + fosfogesso

T200 - Tratamento de irrigação com EETE com 200% da NHC

TFSA – Terra fina seca ao ar

V – Saturação do complexo de troca do solo por bases

ψ - Potencial da água no solo

α – Coeficiente empírico da curva de retenção de água no solo

θ_r – Umidade volumétrica do solo

θ_r – Umidade volumétrica do solo saturado

θ_r – Umidade volumétrica residual do solo

σ – Desvio padrão

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população urbana desencadeia o aumento da demanda por água potável e alimento, e conseqüentemente, maior produção de resíduos. Como consequência do aumento da demanda por alimento somado à estagnação da área disponível para a agricultura há maior necessidade de água para a irrigação, já que culturas irrigadas são muito mais eficientes, quando se considera unidade de alimento produzido por área (FAO, 2002). Portanto, evidentemente, o aproveitamento de nutrientes e água presentes nos resíduos urbanos é prática quase que obrigatória para segurança alimentar e para um desenvolvimento sustentável.

A utilização de efluente de esgoto para a irrigação é uma prática muito antiga. Paranychianakis et al. (2006) relatam casos do uso desta técnica há mais de 4.000 anos pela antiga população grega. No entanto, a prática começou a ganhar importância na Europa na segunda metade do século XIX onde o principal objetivo era de controlar a poluição das águas e melhorar a saúde pública (PARANYCHIANAKIS et al., 2006). Atualmente, existem países em que a utilização de efluente de esgoto para a irrigação é prática essencial na agricultura sendo que essa tradição vem associada à escassez de água. Em Israel, por exemplo, mais de um terço da água para irrigação é proveniente da utilização de efluente de esgoto (STATISTICAL ABSTRACT OF ISRAEL, 2011) e a Jordânia utiliza quase 80% do efluente de esgoto produzido (FAO, 2011) como fonte de água e nutriente para as culturas. No Brasil, onde a abundância de água para irrigação ocorre na maioria das regiões (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETTO, 2001) o reuso de água na agricultura é uma prática ainda bastante incipiente. Por outro lado inexisiam regras para a sua utilização, tanto que as diretrizes para o reuso da água em sistemas agrícolas e florestais foram recentemente estabelecidas (CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS - CNRH, 2010).

Alem do fornecimento de água e nutrientes para as culturas, a disposição de efluentes de esgoto no solo pode ser considerada como um tratamento terciário para o produto, onde o sistema solo-planta serve como um filtro natural, evitando a contaminação de corpos d'água (POLLICE et al., 2004). Quando incorretamente manejado, porém, o uso agrícola de efluentes de esgoto pode ocasionar danos ao sistema de produção agrícola e ao meio ambiente. Estudos realizados em diversos

países, principalmente aqueles situados em regiões com clima semi-árido ou temperado revelaram que dependendo da composição e concentração do efluente, assim como da quantidade aportada, tipo de solo, precipitação pluvial e cultura agrícola podem ocorrer problemas como: (i) acúmulo de metais pesados no solo e absorção desses pelas plantas (KALAVROUZOTIS et al., 2008; KIZILOGLU et al., 2008, SINGH et al., 2009); (ii) sodificação do solo, acarretando sua desestruturação (TARCHOUNA et al., 2010; ASSOULINE; NARKIS, 2011), além de poder provocar um desbalanço nutricional (NAIDU; RENGASAMY, 1993); (iii) aporte desbalanceado de nutrientes (KALAVROUZOTIS et al., 2008; MAURER; DAVIES, 1993; PEDRERO et al., 2010) e (iv) aumento da lixiviação de nitrogênio (BARTON et al., 2005; DUAN et al., 2010). Devido à complexidade dos efluentes e principalmente do sistema solo planta, a regulamentação do uso de efluentes em sistemas agrícolas deve ser feita baseada em pesquisas desenvolvidas preferencialmente localmente e considerando todas as variáveis acima citadas.

No Brasil as pesquisas relacionadas ao uso de efluentes de esgoto para a irrigação de culturas agrícolas são relativamente recentes com início por volta do ano 2000, onde resultados positivos relacionados ao aumento de produtividade e fornecimento de nitrogênio para culturas agrícolas foram obtidos de experimentos conduzidos em campo em diferentes locais, solos e características de efluentes (FONSECA et al., 2007; LEAL et al., 2009a; DEON et al.; 2010). No entanto, insuficiência no fornecimento de nutrientes (HERPIN et al., 2007), desbalanço nutricional (PEREIRA et al., 2011), aporte excessivo de nitrogênio causando risco de lixiviação (LEAL et al., 2009a) e aumento da concentração de sódio no solo em condições de excesso de irrigação (LEAL et al., 2009b) com conseqüências na estrutura do solo (GONÇALVES et al., 2010) também foram relatados. Analisando os resultados obtidos, alguns questionamentos ainda podem ser feitos quanto ao uso seguro de efluentes para a irrigação em nossas condições:

- Quais nutrientes e em que quantidade devem ser considerados para o manejo de fertilizantes com vistas à nutrição vegetal e à segurança ao ambiente?

- O acúmulo de sódio no solo é um problema em condições normais de irrigação e precipitação pluvial? O uso de fosfogesso é uma alternativa na mitigação do efeito do efluente nas propriedades químicas e físicas do solo?

- Qual a intensidade de irrigação em que existe risco de acúmulo de nitrogênio no lençol freático em concentrações acima do limite sugerido para água potável pela Organização Mundial de Saúde (OMS)?

Com o propósito de responder esses questionamentos, após 44 meses do início da irrigação, o mesmo experimento avaliado por Leal et al. (2009a) foi rearranjado de modo a receber lâminas de irrigação com efluente suficientes para suprir 100 e 150% da necessidade hídrica da cultura, com e sem aplicação de gesso. O experimento foi conduzido por mais duas safras de cana de açúcar onde foram avaliados: (i) nutrição das plantas; (ii) aporte e exportação de nutrientes; (iii) qualidade do solo principalmente no tocante ao sódio e propriedades relacionadas; (iv) fluxo de solução e nitrogênio através do solo.

Referências

ASSOULINE, S.; NARKIS, K. Effects of long-term irrigation with treated wastewater on the hydraulic properties of a clayey soil. **Water Resources Research**, Washington, v. 47, 2011. W08530, doi:10.1029/2011WR010498. Disponível em: <<http://www.agu.org/journals/wr/wr1108/2011WR010498/2011WR010498.pdf>>. Acesso em: 13 dez. 2011.

BARTON, L.; SCHIPPER, L.A.; BARKLE, G.F.; McLEOD, M.; SPEIR, T.W.; TAYLOR, M.D.; McGILL, A.C.; van SCHAIK, A.P.; FITZGERALD, N.B.; PANDEY, S.P. Land application of domestic effluent onto four soil types: plant uptake and nutrient leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 635-643, 2005.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Resolução Nº 121, de 16 de Dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005. Brasília, 2009. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 mar. 2011.

DEON, M.D.; GOMES, T.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R.; SILVA, E. Produtividade e qualidade da cana de açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, p. 1149-1156, 2010.

DUAN, R.; FEDLER, C.B.; SHEPPARD, C.D. Nitrogen leaching losses from a wastewater land application system. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 82, p. 227-235, 2010.

FAO. **Crops and drops, making de best use of water for agriculture**. Rome, 2002. 22 p.

_____. **Water development and management unit**. Rome, 2011. Disponível em: <http://www.fao.org/nr/water/topics_qual_reuse.html>. Acesso em: 20 nov. 2011.

FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTEIRO, F.A.; MONTES, C.R.; ALMEIDA, V.V.; HERPIN, U. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 87, p. 328-336, 2007.

GONCALVES, R.A.B.; GLOAGUEN, T.V.; FOLEGATTI, M.V.; LIBARDI, P.L.; LUCAS, Y.; MONTES, C.R. Pore size distribution in soils irrigated with sodic water and wastewater. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 701-707, 2010.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T.V.; FONSECA, A.F.; MONTES, C.R.; MENDONÇA, F.C.; PIVELI, R.P.; BREULMANN, G.; FORTI, M.C.; MELFI, A.J. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation: a pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 89, p. 105-115, 2007.

KALAVROUZIOS, I.K.; ROBOLAS, P.; KOUKOULAKIS, P.H.; PAPADOPOULOS, A.H. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. Italica, and *B oleracea* var. Gemmifera. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, p. 419-426, 2008.

KIZILOGLU, F.M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, p. 716-724, 2008.

LEAL, R.M.P.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J.; PIEDADE, S.M.S. Soil Exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation, **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009a.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 309-316, 2009b.

MAURER, M.A.; DAVIES, F.S. Microsprinkler irrigation of young 'Redblush' grapefruit trees using reclaimed water. **HortScience**, Alexandria, v. 28, p. 1157-1161, 1993.

NAIDU, R.; RENGASAMY, P. Ion Interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 31, p. 801-819, 1993.

PARANYCHIANAKIS, N.V.; ANGELAKIS, A.N.; LEVERENZ, H.; TCHOBANOGLIOUS, G. Treatment of wastewater with slow rate systems: a review of treatment processes and plant functions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 36, p. 187-259, 2006.

PEDRERO, F.; KALAVROUZOTIS, I.; ALARCÓN, J.J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture: review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, p. 1233–1241, 2010.

PEREIRA, B.F.F.; HE, Z.L.; SILVA, M.S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S.F.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Reclaimed wastewater: Impact n soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 192, p. 54-61, 2011.

POLLICE, A.; LOPEZ, A.; LAERA, G.; RUBINO, P.; LONIGRO, A. Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 324, p. 201-210, 2004.

SINGH, A.; SHARMA, R.K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Effects of wastewater irrigation on physicochemical properties of soil and availability of heavy metals in soil and vegetables. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 40, p. 3469-3490, 2009.

STATISTICAL ABSTRACT OF ISRAEL **Water production and consumption**. Central Bureau of Statistics. nº 62, 2011. Disponível em: <http://www.cbs.gov.il/reader/shnaton/templ_shnaton_e.html?num_tab=st21_05&CYear=2011>. Acesso em: 20 nov. 2011.

TARCHOUNA, L.G.; MERDY, P.; RAYNAUD, M.; PFEIFER, H.R.; LUCAS, Y. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: Evolution of soil physico-chemical properties. **Applied Geochemistry**, Aberystwyth, v. 25, p. 1703-1710, 2010.

TUCCI, C.E.M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O.M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 156 p.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto: efeito da concentração de sódio do solo e mitigação

Uma característica comum à maioria dos efluentes provenientes de uso doméstico é a elevada concentração de sódio (HALLIWELL; BARLOW; NASH, 2001). A base para a classificação da qualidade da água para a irrigação é a condutividade elétrica (CE) e a razão de adsorção de sódio (RAS). De um modo geral águas de irrigação com RAS maior que 3 apresentam riscos de sodicidade, e normalmente os efluentes tratados de esgoto apresentam RAS que variam entre 4,5 e 8 (HAMILTON et al., 2007). No entanto, a textura do solo, a precipitação e a tolerância da cultura são fatores que devem ser levados em conta para classificar o potencial de sodificação em cada condição (SINGH; GUPTA; RAM, 1996). Uso de efluentes com alta concentração de sódio para a irrigação pode levar à sodificação (FALKIMER; SMITH, 1997) provocando degradação da estrutura do solo e conseqüentemente: (i) dispersão de argilas (BALKS; BOND; SMITH 1998), (ii) adensamento e aumento da resistência à penetração de raízes (SO; AYLMORE, 1993) (iii) alterações na porosidade do solo (GONÇALVES et al., 2010); (iv) diminuição da capacidade de retenção e infiltração de água (SO; AYLMORE, 1993) e (v) diminuição da condutividade hidráulica do solo (GONÇALVES et al., 2007, LI; YANG; PENG.; 2010; TARCHOUNA et al., 2010; ASSOULINE; NARKIS, 2011).

Além dos danos físicos, o excesso de sais na solução do solo provoca um abaixamento do potencial hídrico do solo, exigindo um potencial menor ainda nas folhas das plantas para a absorção de água, provocando sintomas similares ao estresse hídrico (TAIZ; ZEIGER, 2004). O sódio em concentrações elevadas no solo pode também ocasionar problemas nutricionais devido à competição iônica na absorção de cálcio e o potássio pelas plantas (NAIDU; RENGASAMY, 1993). Além da deficiência induzida de Ca e K, a concentração elevada de sódio no citosol de células provoca a inativação de enzimas e inibe a síntese protéica, o sódio pode ainda deslocar o cálcio

da membrana plasmática, alterando a sua permeabilidade e altas concentrações de sódio nos cloroplastos inibem a fotossíntese (TAIZ; ZEIGER, 2004).

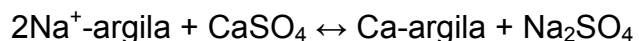
O percentual de sódio trocável (PST) do solo e a razão de adsorção do sódio (RAS) da solução do solo são dois parâmetros usados para caracterizar solos sódicos (HALLIWELL; BARLOW; NASH, 2001) e podem ser monitorados para avaliar o grau de impacto do sódio em solos irrigados com efluente de estação de tratamento de esgoto. No Brasil, o sistema brasileiro de classificação de solos (SANTOS et al., 2006) estabelece que valores de PST acima de 15% definem o caráter sódico em um solo, valor este derivado do US Salinity Laboratory Staff (1954). No entanto, na Austrália, McIntyre (1979) propõe que este valor seja de 5%. Estes valores são baseados em estudos do impacto da sodicidade em propriedades físicas do solo, e esta disparidade de valores ocorre devido às variações do solo e da salinidade da água utilizada nos estudos. Pois os efeitos prejudiciais da presença de sódio podem ocorrer em solos com PST muito menor, em função de propriedades do solo e da água de irrigação (HALLIWELL; BARLOW; NASH, 2001). McNeal, Norvell, e Colleman (1966) e Shainberg, Rhoades e Prather, (1981) verificam que quando a CE da solução do solo é muito baixa, valores pequenos de PST, menores que 1%, podem ocasionar dispersão de argilas. Deste modo, a razão entre a condutividade elétrica e a razão de adsorção de sódio (CE/RAS), embora não seja um parâmetro muito bem estabelecido, pode ser mais um critério que deve considerado para avaliar o impacto da sodicidade na dispersão de argilas, sendo que valores muito baixos desta razão ocasionam dispersão de argilas mesmo em valores baixos de PST (AHMAD et al., 2006).

Os danos químicos e físicos que altas concentrações de sódio causam ao solo são refletidos no rendimento da cultura da cana de açúcar. Nelson e Ham (2000) observaram correlação negativa entre o PST do solo e o rendimento de colmos de cana de açúcar e Kumar et al. (1999) verificaram decréscimos nas produtividades em todas as oito cultivares de cana de açúcar estudadas devido ao aumento da sodicidade da água de irrigação. No estudo de Nelson e Ham (2000) as melhores correlações entre sodicidade e produtividade foram observadas na camada de 0,25-0,50m de profundidade, provocando prejuízos médios à produtividade final de 1,2 a 1,5% para cada ponto percentual de aumento no valor do PST.

Em regiões que possuem uma estação chuvosa, normalmente, o acúmulo de sódio em camadas superficiais do solo não é uma preocupação, pois ocorre sua lixiviação (PEREIRA et al., 2011). Até mesmo em regiões semi áridas, com médias de precipitação anual de 500 mm é verificada a lixiviação parcial (TZANAKAKIS et al., 2011) ou total do sódio (LADO; BEN-HUR, 2009) da camada superficial do solo. No entanto, em regime de excesso de irrigação, Leal et al. (2009) observaram elevação do PST acompanhado do aumento da dispersão de argilas mesmo com precipitação pluvial registrada de 1292 mm em 15 meses, e Gonçalves et al. (2007) observaram diminuição da condutividade hidráulica do solo após 2 anos de irrigação com efluente nas mesmas condições de precipitação pluvial.

O fosfogesso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) é comumente usado na recuperação de solos afetados por sódio (LI; YANG; PENG, 2010). A melhoria das características do solo ocorre pela substituição do sódio ligado aos colóides do solo pelo cálcio proveniente do gesso e sua posterior lixiviação (ILYAS; QURESHI; QADIR, 1997) e pelo aumento da concentração de eletrólitos na solução do solo favorecendo a agregação e consequentemente a condutividade hidráulica (LEVY et al., 1999). Além do benefício trazido pela diminuição do sódio, o aumento da concentração de cálcio nas células vegetais aumenta a seletividade da absorção de potássio em um transportador ativo, aumentando a tolerância da planta ao sal (LIU; ZHU, 1997). O fosfogesso agrícola é um resíduo da produção de fertilizantes fosfatados que pode ser encontrado em grandes quantidades em vários locais do mundo. Devido sua disponibilidade e baixo custo o fosfogesso é um dos produtos mais usados na recuperação de solos afetados por sódio (HANAY et al., 2004; GHARAIBEH; ELTAIF; SHUNNAR, 2009).

A reação química envolvida no processo de diminuição da sodicidade de solos pelo uso do gesso agrícola é a seguinte:



O Na_2SO_4 é posteriormente lixiviado pela água da chuva ou irrigação.

A concentração de sais na água de irrigação, principalmente sódio pode diminuir a eficiência do processo de lixiviação do sódio no solo (DUTT; TERKELTOUB; RAUSCHKOLB, 1972; SINGH; BAJWA, 1991). No entanto mesmo em estudos onde foi

utilizada água salina para a lixiviação, a eficiência da aplicação de gesso foi comprovada (AYDEMIR; NAJJAR, 2005; AHMAD, 2006).

A troca de ligantes no solo em decorrência da aplicação de gesso, com diminuição do percentual de sódio trocável, e conseqüente aumento da estabilidade dos agregados e diminuição da dispersão de argilas é um resultado freqüente na literatura em experimentos realizados em colunas (SURIADI et al., 2002), com lisímetros (AHMAD et al., 2006) e diretamente no campo (ELLINGTON; BADAWY; GANNING, 1997). Essas alterações nos atributos químicos e físicos são refletidas no aumento da condutividade hidráulica do solo (SAHIN; ANAPALI; HANAY, 2002; AYDEMIR; NAJJAR, 2005; GHARAIBEH; ELTAIF; SHUNNAR, 2009; LI; YANG; PENG, 2010).

Existem vários métodos para a determinação da necessidade de gesso para solos baseadas em análises químicas de rotina ou testes de equilíbrio em laboratório (BARROS; MAGALHÃES, 1989). No Brasil, a recomendação da necessidade de gesso é baseada na metodologia de Schoonover (1952). Por esse método, é estabelecido o equilíbrio do solo em uma solução de sulfato de cálcio, e a necessidade de gesso é igual à diferença entre a concentração inicial de cálcio na solução e a concentração de Ca + Mg na solução após o equilíbrio com o solo (EMBRAPA, 1997). O método é baseado no fato do cálcio ficar retido no complexo de troca do solo, liberando magnésio e o sódio para a solução. Portanto, a diferença de concentração de cálcio na solução inicial e cálcio + magnésio na solução em equilíbrio com o solo corresponde à quantidade de sódio trocado por cálcio no solo. No entanto, a existência de carbonatos no solo, leva a formação de carbonato de cálcio, relativamente insolúveis, ocasionando uma diminuição da concentração de cálcio na solução, e conseqüentemente a uma superestimativa da necessidade de gesso. O método Schoonover M-1, descrito por Barros e Magalhães (1989) é uma adaptação do método de Schoonover (1952) que elimina o efeito de carbonatos na recomendação de gesso. No método descrito por Richards (1974) a quantidade de gesso recomendada corresponde à quantidade de cálcio necessário para substituir todo o Na^+ trocável do solo. Esse método retorna à uma recomendação de dose semelhante ao método Schoonover M-1 (BARROS; MAGALHÃES, 1989; BARROS et al., 2006) e se revelou apropriado para a estimativa de quantidade de gesso no estudo realizado por Ashworth, Keyes e Crépin (1999).

Além disso, é o mais facilmente praticável desde que a determinação do sódio trocável faz parte da rotina em análises de solo.

Referências

AHMAD, S.; GHAFOR, A.; QADIR, M.; AZIZ, M. A. Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum application and different crop rotations. **International Journal of Agriculture & Biology**, Faisalabad, v. 8, p. 142-146, 2006.

ASHWORTH, J.; KEYES, D.; CRÉPIN, J.M. A comparison of methods for gypsum requirement of brine-contaminated soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 79, p. 449-455, 1999.

ASSOULINE, S.; NARKIS, K. Effects of long-term irrigation with treated wastewater on the hydraulic properties of a clayey soil. **Water Resources Research**, Washington, v. 47, 2011. W08530, doi:10.1029/2011WR010498. Disponível em: <<http://www.agu.org/journals/wr/wr1108/2011WR010498/2011WR010498.pdf>>. Acesso em: 13 dez. 2011.

AYDEMIR, S.; NAJJAR, N.F. Application of two amendments (gypsum and langbeinite to reclaim sodic soil using sodic irrigation water. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 43, p. 547-553, 2005.

BALKS, M.R.; BOND, W.J.; SMITH, C.J. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. **Australian Journal of Soil research**, Collingwood Victoria, v. 36, p. 821-830, 1998.

BARROS, M.F.C.; MAGALHÃES, A.F. Avaliação de métodos de determinação da necessidade de gesso em solos salino-sódicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, p. 119-123, 1989.

BARROS, M.F.C.; SANTOS, P.M.; MELO, R.M.; FERRAZ, F.B. Avaliação de níveis de gesso para correção de sodicidade de solos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 1, p. 17-21, 2006.

DUTT, G.R.; TERKELTOUB, R.W.; RAUSCHKOLB, R.S. Prediction of gypsum and leaching requirements for sodium-affected soils. **Soil Science**, Philadelphia, v. 114, p. 93-103, 1972.

ELLINGTON, A.; BADAWY, N.S.; GANNING, G.W. Testing gypsum requirements for dryland cropping on a Red-Brown Earth. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 35, p. 591-607, 1997.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 35, p. 131-147, 1997.

GHARAIBEH, M.A.; ELTAIF, N.I.; SHUNNAR, O.F. Leaching and reclamation of calcareous saline-sodic soil by moderately saline and moderate-SAR water using gypsum and calcium chloride. **Journal of Plant Nutrition Soil Science**, Weinheim, v. 172, p. 713–719, 2009.

GONCALVES, R.A.B.; GLOAGUEN, T.V.; FOLEGATTI, M.V.; LIBARDI, P.L.; LUCAS, Y.; MONTES, C.R. Pore size distribution in soils irrigated with sodic water and wastewater. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 701-707, 2010.

GONÇALVES, R.A.B.; FOLEGATTI, M.V.; GLOAGUEN, T.V.; LIBARDI, P.L.; MONTES, C.R.; LUCAS, Y.; DIAS, C.T.S.; MELFI, A.J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 241-248, 2007.

HALLIWELL, D.J.; BARLOW, K.M.; NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 39, p. 1259-1267, 2001.

HAMILTON, A.J.; STAGNITTI, F.; XIONG, X.; KREIDL, S.L.; BENKE, K.K.; MAHER, P. Wastewater irrigation: the state of play. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 6, n. 4, p. 823-840, 2007.

HANAY, A.; BUYUKSONMEZ, F.; KIZILOGLU, F.M.; CANBOLAT, M.Y. Reclamation of saline-sodic soils with gypsum and MSW compost. **Compost Science & Utilization**, Emmaus, v. 12, n. 2 p. 175-179, 2004.

ILYAS, M.; QURESHI, R.H.; QADIR, M.A. Chemical changes in a saline-sodic soil after gypsum application and cropping. **Soil Technology**, Cremlingen, v. 10, p. 247-260, 1997.

KUMAR, V.; SINGH, S.; SINGH, S.; YADAV, H.D. Performance of sugarcane genotypes grown under sodic soil and water conditions. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 41, p. 1-9, 1999.

LADO, M.; BEN-HUR, M. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p. 152-163, 2009.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 307-316, 2009.

LEVY, G.J.; ROSENTHAL, A.; TARCHITZKY, J.; SHAINBERG, I.; CHEN, Y. Soil hydraulic conductivity changes caused by irrigation with reclaimed waste water. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 1658-1664, 1999.

- LI, F.H.; YANG, S.M.; PENG, C. Effects of domestic sewage water and ameliorant effectiveness on soil hydraulic conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 74, p. 461-468, 2010.
- LIU, J.P.; ZHU, J.K. An Arabidopsis mutant that requires increased calcium for potassium nutrition and salt tolerance. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 94, p. 14960-14964, 1997.
- McINTYRE, D.S. Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 17, p. 115–120, 1979.
- McNEAL, B.L.; NORVELL, W.A.; COLLEMAN, N.T. Effect of solution composition on the swelling of extracted soil clays. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 30, p. 313-317, 1966.
- NAIDU, R.; RENGASAMY, P. Ion Interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 31, p. 801-819, 1993.
- NELSON, P.N.; HAM, G.J. Exploring the response of sugar cane to sodic and saline conditions through natural variation in the field. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 66, p. 245-255, 2000.
- PEREIRA, B.F.F.; HE, Z.L.; SILVA, M.S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S.F.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Reclaimed wastewater: impact n soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 192, p. 54-61, 2011.
- RICHARDS, L.A. **Diagnostico y rehabilitacion de suelos salinos y sódicos**. México: Editorial Limusa, 1974. 172 p.
- SAHIN, U.; ANAPALI, O.; HANAY, A. The effect of consecutive applications of leaching water applied in equal, increasing or decreasing quantities on soil hydraulic conductivity of a saline sodic soil in the laboratory. **Soil Use and Management**, Malden, v. 18, p. 152-154, 2002.
- SANTOS, H.G. dos; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C. dos; OLIVEIRA, V.A. de; OLIVEIRA, J.B. de; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa, SPI, 1999. 412 p.
- SHAINBERG, I.; RHOADES, J.D.; PRATHER, R.J. Effect of low electrolyte concentration on clay dispersion and hydraulic conductivity of a sodic soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 273-277, 1981.
- SINGH, C.S.; GUPTA, S.K.; RAM, S. Assessment and management of poor quality waters for crop production: a simulation model (SWAM). **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 30, p. 25-40, 1996.

SINGH, H.; BAJWA, M.S. Effect of sodic irrigation and gypsum on the reclamation of sodic soil and growth of rice and wheat plants. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 20, p. 163-171, 1991.

SO, H.B.; AYLMORE, L.A.G. How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behavior. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 31, p. 761-777, 1993.

SURIADI, A.; MURRAY, R.S.; GRANT, C.D.; NELSON, P.N. Structural stability of sodic soils in sugarcane production as influenced by gypsum and molasses. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Collingwood, v. 42, p. 315-322, 2002.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TARCHOUNA, L.G.; MERDY, P.; RAYNAUD, M.; PFEIFER, H.R.; LUCAS, Y. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: evolution of soil physico-chemical properties. **Applied Geochemistry**, Aberystwyth, v. 25, p. 1703-1710, 2010.

TZANAKAKIS, V.A.; PARANYCHIANAKIS, N.V.; LONDRA, P.A.; ANGELAKIS, A.N. Effluent application to the land: changes in soil properties and treatment potential. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 37, p. 1757-1764, 2011.

U. S. SALINITY LABORATORY STAFF. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: US Government Printing Office, 1954. 160 p. (USDA. Agricultural Handbook, 60).

3 PROPRIEDADES QUÍMICAS E FÍSICAS DO SOLO IRRIGADO COM EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E TRATADO COM FOSFOGESSO

Resumo

Em um experimento de campo realizado no município de Lins, estado de São Paulo, Brasil, a irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE) ocasionou aumento no rendimento da cana de açúcar, porém este foi acompanhado de um aumento excessivo do percentual de sódio trocável e dispersão de argilas devido à elevada intensidade de irrigação. O processo de degradação do solo, desencadeado pelo excesso de sódio, pode ser atenuado com aplicação de fosfogesso. Assim, neste experimento tratamentos com fosfogesso foram acrescentados ao experimento com propósito de verificar a praticabilidade da irrigação com EETE em relação à dinâmica do Na no solo após ciclos completos de precipitação pluvial seguido de irrigação. Foram tomadas amostras indeformadas de solo até a profundidade de 0,2 m para avaliação das propriedades físicas e amostras deformadas até 1 m de profundidade para realização das análises químicas do solo. Após dois anos de aplicação de gesso e cinco anos consecutivos de irrigação com EETE as propriedades químicas do solo, em geral, e, em especial, aquelas relacionadas com a acidez do solo e concentração de cátions básicos foram afetadas pela irrigação, mantendo o solo em condições consideradas adequadas para o desenvolvimento das plantas sem a necessidade de calagem. O aumento de retenção de água nos potenciais de -30 e -1.500 kPa foram também observados como resultado da irrigação com EETE. A aplicação de gesso resultou em aumentos de Ca^{2+} e S-SO_4^- em todo o perfil do solo e redução do Na^+ até 0,4 m após 1 ano da aplicação do fosfogesso. Porém a intensidade destes efeitos não perdurou, sendo que as propriedades físicas do solo não foram afetadas pelos tratamentos de fosfogesso após dois anos da sua aplicação. No entanto, solos bem drenados com uma estação chuvosa, a alta concentração de Na^+ e seus efeitos são naturalmente reversíveis devido à drenagem interna durante a estação chuvosa.

Palavras-chave: Água residual; Sodificação; Sódio; Qualidade do solo

Abstract

In a field experiment performed in the city of Lins, São Paulo, Brazil, irrigation with treated sewage effluent (TSE) increased the yield of sugar cane, but also caused an excessive increase in the exchangeable sodium percentage and clay dispersion due to the high intensity of irrigation. The process of soil degradation triggered by excess sodium can be mitigated by application of gypsum, thus gypsum treatments were added to the experiment with the purpose of verify the dynamic of Na and properties related in the soil after complete cycles of precipitation followed by irrigation. Undisturbed soil cores were taken to evaluate soil physical properties up to 0.2 m depth and disturbed samples were taken up to 1 m depth to chemical analysis. After two years of gypsum application and 5 years of consecutive irrigation with TSE the overall soil chemical properties especially the related with soil acidity and basic cations were affected by irrigation, maintaining the soil in conditions considered suitable to the plant development

without the necessity of liming. An increase of water retention at -30 and -1500 kPa potentials were also observed as result of the irrigation with TSE. Gypsum application resulted in increases of Ca^{2+} and S-SO_4^- in all soil profile and Na^+ reduction up to 0.4 m. But the intensity of these effects did not last, and the physical properties of soil were not affected by phosphogypsum treatments after two years of its implementation. However, in well-drained soil located in regions with a rainy season, the high concentration of Na^+ and its effects in the soil are reversible due to natural internal drainage during the rainy season.

Keywords: Wastewater; Sodification; Sodium; Soil quality

3.1 Introdução

A qualidade da água para consumo humano e fauna aquática vem sendo ameaçada pela eutrofização como resultado do aumento da concentração de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água devido ao descarte de resíduos de origem doméstica e industrial (BOND, 1998). Assim, a destinação adequada para os resíduos produzidos pelas populações urbanas é fundamental para o desenvolvimento sustentável. Sendo uso de efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE) para irrigação de culturas agrícolas uma sábia alternativa para esses resíduos. O EETE pode fornecer água e nutrientes para as plantas, economizando recursos naturais e o sistema solo-planta funciona como um filtro natural, diminuindo o seu potencial poluente (POLLICE et al., 2004). No entanto, a utilização incorreta de efluentes pode causar danos ao sistema agrícola e ao meio ambiente, especialmente em regiões tropicais, devido ao baixo conhecimento sobre esta prática. Embora o uso de águas residuais na irrigação seja amplamente difundido no mundo (HAMILTON et al., 2007), essa prática ainda não é bem conhecida no Brasil, onde os corpos d'água são o destino mais comum para os EETEs (FONSECA; MELFI; MONTES, 2005).

Em geral os EETEs têm razão de adsorção de sódio (RAS) em uma faixa que varia entre 4,5 e 8 (HAMILTON et al., 2007) que é considerada passível de ocasionar sodificação do solo (FALKIMER; SMITH, 1997), com os conseqüentes efeitos no comportamento estrutural do solo (BALKS; BOND; SMITH, 1998; SO; AYLMOORE, 1993), que acabam prejudicando a absorção de água (TAIZ; ZEIGER, 2004) ou nutrientes pelas plantas (NAIDU; RENGASAMY, 1993). Devido aos danos causados

pelo sódio às propriedades físicas e químicas do solo, alguns estudos verificaram correlação negativa entre o PST e produtividade da cana de açúcar (NELSON; HAM, 2000; KUMAR et al., 1999). A recuperação de solos afetados por teores elevados em sódio é usualmente realizada pela aplicação de gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), devido a sua eficiência, disponibilidade e baixo custo (HANAY et al., 2004). O Na ligado a colóides é substituído pelo Ca proveniente do gesso e depois lixiviado (ILYAS; QURESHI; QADIR, 1997). No entanto, a elevada concentração de sais na água de irrigação, principalmente de Na, pode diminuir a eficiência do processo de lixiviação de sódio através do solo (DUTT; TERKELTOUB; RAUSCHKOLB, 1972; SINGH; BAJWA, 1991). Mas mesmo em estudos onde água com elevada concentração de sais foi utilizada para a irrigação, a eficiência do uso de gesso na amenização do efeito do Na no solo foi observada (AYDEMIR; NAJJAR, 2005; AHMAD et al., 2006).

A troca de ligantes devido à aplicação de gesso com rebaixamento do PST, e conseqüente melhoria da estabilidade de agregados é um resultado freqüentemente encontrado na literatura em estudos realizados em colunas (SURIADI et al., 2002), lisímetros (AHAMAD et al., 2006) e experimentos de campo (ELLINGTON; BADAWY; GANNING, 1997). Sendo estas alterações na qualidade física e química do solo refletidas também no aumento da condutividade hidráulica do solo (SAHIN et al., 2002; AYDEMIR; NAJJAR, 2005). Apesar da vasta presença de estudos relacionados ao uso de efluentes e ao uso de gesso para a recuperação de solos afetados por sódio, pouco se conhece sobre a dinâmica da aplicação de efluentes na concentração de sódio assim como a mitigação desse problema em regiões tropicais com uma estação chuvosa, pois a maior parte destes estudos sobre o uso do gesso em solos afetados por sódio foi realizada em regiões subtropicais ou áridas.

Em um experimento de campo realizado no município de Lins, estado de São Paulo, Brasil, a irrigação com EETE (RAS = 10,34) aumentou o rendimento da cana de açúcar (LEAL et al., 2009). Apesar dos bons resultados obtidos em relação à produtividade, um aumento excessivo do PST (até 20%), acompanhado de dispersão de argilas foi observado devido à elevada intensidade de irrigação. As avaliações de propriedades químicas e físicas do solo durante o quarto e quinto ciclo produtivos desse mesmo experimento foram realizadas com o objetivo de verificar a praticabilidade da

irrigação com EETE assim como a dinâmica do Na após aplicação de fosfogesso e ciclos completos de precipitação pluvial seguido de irrigação.

3.2 Material e métodos

O experimento foi realizado no município de Lins, Estado de São Paulo, Brasil, localizado a 21° 38' 56" de latitude sul, 49° 44' 43" de longitude oeste e 422 m de altitude. O solo das parcelas experimentais foi classificado com Latossolo Vermelho distrófico, textura franco argilo arenosa.

A cultura da cana de açúcar foi plantada em maio de 2005, e a colheita ocorreu em todos os meses de Setembro de 2006 até 2010, sendo a soca cultivada após cada colheita. A fertilização com NPK foi realizada a cada ano, aproximadamente um mês após a colheita. Foi utilizada metade da dosagem de nitrogênio sugerido pelas recomendações técnicas para o Estado de São Paulo (RAIJ; CANTARELLA, 1996), sendo que 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N foram aplicados nos anos de 2009 e 2010 na forma de nitrato de amônio. Devido ao elevado teor de P encontrado no solo a fertilização com este nutriente não foi realizada no ano de 2008 e foram aplicados 13 kg ha⁻¹ de P no ano de 2009 na forma de superfosfato triplo. Foram aplicados 60 kg ha⁻¹ a cada ano na forma de cloreto de potássio.

Cinco tratamentos foram conduzidos de maio de 2005 a outubro de 2008: sem irrigação (WI), 100% (T100), 125% (T125), 150% (T150) e 200% (T200) da necessidade hídrica da cultura (NHC), conforme descrito por Leal et al. (2009). O manejo da irrigação foi realizado com base na umidade crítica do solo na camada de 0-0,6 m. A cada dois dias foram realizadas leituras nos tensímetros localizados no meio das camadas de 0-0,2, 0,2-0,4 e 0,4-0,6 m dispostos no meio das parcelas irrigadas, a uma distância lateral de aproximadamente 0,20 m dos tubos gotejadores. O sistema de irrigação foi acionado sempre que o potencial matricial do solo era inferior à -40 kPa (água facilmente disponível) por um tempo calculado para elevar a umidade do solo para -10 kPa (umidade na capacidade de campo) no tratamento T100, e por um tempo 25, 50 e 100% superior nos tratamentos T125, T150 e T200, respectivamente. O volume de EETE aplicado foi calculado a partir da curva característica de retenção da água no solo

e a tensão da água no solo nas três camadas acima mencionadas. Em novembro de 2008 os tratamentos T125 e T200 passaram a receber 100% e 150% da NHC, respectivamente. Assim, passaram a existir oito parcelas recebendo 100% da NHC e oito recebendo 150% da NHC. Quatro destas oito parcelas em cada lâmina de irrigação receberam aplicação superficial de fosfogesso de forma aleatória, com dose suficiente para substituir todo o sódio trocável da camada de 0-0,60 m. Assim, os tratamentos tornaram-se: (i) sem irrigação (WI), (ii) irrigada com EETE com 100% de NHC (T100), (iii) irrigada com 100% da NHC mais fosfogesso (T100G), (iv) irrigada, com 150 % da NHC (T150) e (v) irrigada com 150% da NHC mais fosfogesso (T150G). Durante o período avaliado, houve concentração de chuvas do mês de setembro/outubro até abril de cada ano e a irrigação foi concentrada de maio até julho, sendo a irrigação cortada no mês de agosto com propósito de acelerar o amadurecimento da cana de açúcar (Figura 3.1).

Após dois anos de aplicação do fosfogesso, amostras indeformadas de solo foram coletadas nas profundidades de 0-0,1 e 0,1-0,2 m para determinação da densidade (D), condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) e da retenção de água do solo nos potenciais de água no solo de 0, -6, -10, -30 e -1.500 kPa. O conteúdo de água residual (θ_r) e saturado (θ_s) do solo e os coeficientes empíricos α e n da equação de retenção de água no solo (GENUCHTEN, 1980) (eq. 3.1) foram ajustados usando a função nls (Nonlinear Least Squares) do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

$$\theta_i = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha \times \psi_i)^n\right]^{\frac{1}{n}}} \quad (3.1)$$

Amostras de solo deformadas foram coletadas nas profundidades de 0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,4, 0,4-0,6, 0,6-0,8 e 0,8-1,0 m em quatro ocasiões: (i) antes do início da irrigação de efluentes, (ii) antes da aplicação do fosfogesso, (iii) um ano após a aplicação do fosfogesso e (iv) dois anos após a aplicação do fosfogesso, nos anos de 2005, 2008, 2009 e 2010, respectivamente. As amostras foram coletadas com trado holandês com 0,1 m de comprimento e 0,03 m de largura, tomando-se doze subamostras por parcela nas profundidades de 0-0,1 e 0,1-0,2 m e 6 subamostras nas profundidades de 0,2 até 1,0 m. As amostras de solo foram secas em estufa com

ventilação forçada a 40 ° C, moídas e peneiradas para passar através de uma malha 2 milímetros.

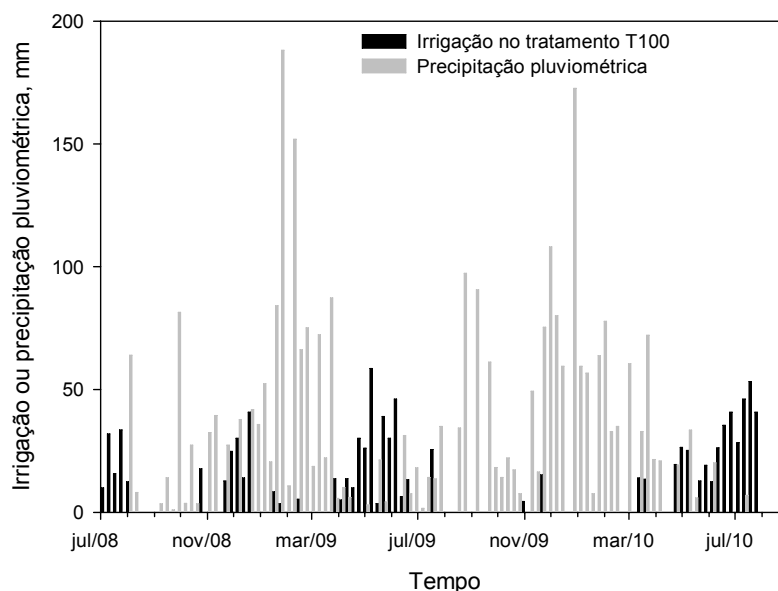


Figura 3.1- Precipitação pluvial e irrigação durante o período avaliado do experimento

Foram determinados: (i) pH em solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$; (ii) H+Al extraídos em solução de $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{-COO})_2$ $0,5 \text{ mol}$ a pH 7,0 e determinado por titulação com NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$; (iii) Al, Ca e Mg foram extraídos com solução KCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$. As concentrações de Al trocável foram determinadas por titulação com solução padronizada de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ e de Ca e Mg mediante leitura por espectrometria de absorção atômica com atomização em chama (EAA-chama); (iv) Na, K e P foram extraídos por solução Mehlich-1 (HCl $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ + H_2SO_4 $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$), as concentrações de Na e K foram determinadas mediante leitura por espectrofotometria de emissão em chama (EEC) e de P por espectrofotometria de absorção molecular (EAM); (v) S disponível foi extraído por solução de fosfato monocálcico $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e a determinação da concentração realizada por turbidimetria; (vi) B disponível foi extraído por solução $0,006 \text{ mol L}^{-1}$ de BaCl_2 aquecido em microonda e as determinação da concentração realizada por EAM; (vii) Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn foram determinados em extratos de TFSA obtidos com solução DTPA-TEA (ácido dietilenotriaminopentaacético $0,005 \text{ mol L}^{-1}$ + trietanolamina $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ + CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$) a pH 7,3, mediante leitura por ICP-OES.

As propriedades do solo antes da aplicação do tratamento (janeiro de 2005) foram utilizadas como covariáveis para ajustar as médias de cada variável do solo. A análise de variância foi realizada considerando-se cinco tratamentos independentes em medidas repetidas no tempo para cada profundidade. Uma consideração importante é que no primeiro ano (2008) os tratamentos com gesso ainda não tinham sido implantados portanto, o efeito dos tratamentos de fosfogesso pode ser visualizado pela presença de interação entre tratamentos e épocas de amostragem. Este modelo de avaliação foi escolhido porque nos permitiu comparar a evolução dos tratamentos de gesso e de irrigação no tempo, sem que diferenças anteriores entre as parcelas experimentais prejudicassem a interpretação.

3.3 Resultados e discussão

As parcelas irrigadas com EETE apresentaram menor acidez ativa no solo do que as parcelas sem irrigação até 1 m de profundidade no ano de 2008, e diferenças menos perceptíveis foram observadas nos anos seguintes (Figura 3.2). Comparado com o início do experimento em 2005, quando o pH do solo foi de 5,1, 5,1, 4,9, 4,5, 4,5 e 4,4 para camadas de 0-0,1 a 0,8-1,0 m, respectivamente, o pH do solo diminuiu no tratamento WI até 0,2 m de profundidade e não foi alterado nas camadas abaixo, enquanto que nos tratamentos irrigados com EETE o pH do solo foi mantido constante até 0,2 m e aumentou nas camadas abaixo de 0,4 m de profundidade. Pereira et al. (2011) também observaram redução da acidez ativa devido à irrigação com EETE em solo tropical. Os dados conflitante devido à irrigação encontrados na literatura, foram explicados por esses autores como respostas ao comportamento anfótero do EETE, ora promovendo a alcalinização dos solos (QIAN; MECHAN, 2005; KALAVROUZOTIS et al., 2008), ora, acidificação (XU et al., 2010) ou não apresentando nenhum efeito (AL-SHDIEFAT; AYOUB; JAMJOUR, 2009). O EETE é constituído por compostos como matéria orgânica dissolvida e hidróxidos metálicos que têm propriedades anfotéricas e a concentração desses compostos pode variar devido às características dos resíduos e do tipo de tratamento de esgoto (PEREIRA et al., 2011). Nós supomos que a principal fonte de acidificação em nosso efluente foi a nitrificação do amônio, quando aplicado no solo. O EETE utilizado em nosso estudo possuía 300 mg L^{-1} de CaCO_3 , equivalente a 6

mmol_cL⁻¹, enquanto a nitrificação de todo o N-NH₄⁺ do EETE seria capaz de produzir 3,14 mmol_cL⁻¹ de H⁺. Assim, a alcalinidade do TSE seria suficiente para consumir todo o H⁺ do processo de nitrificação, e ainda neutralizar íons H⁺ provenientes de fontes naturais de acidificação e de adubação nitrogenada nas camadas superiores do solo, e até mesmo promover o aumento do pH nas camadas subsuperficiais onde a correção da acidez pela calagem é restrita.

O efeito dos tratamentos de irrigação com EETE foi ainda mais acentuado no teor de Al³⁺ do solo (Figura 3.2). Como consequência dos valores mais elevados do pH, a concentração de Al³⁺ do solo foi menor nas parcelas irrigadas em todo o perfil avaliado com as maiores diferenças em subsuperfície. Os teores trocáveis de Al³⁺ no tratamento WI em profundidades abaixo de 0,6 m foram em torno de 6 mmol_ckg⁻¹, concentração considerada tóxica para as plantas, sendo que nos tratamentos irrigados a concentração de Al³⁺ foi inferior a 3 mmol_ckg⁻¹. Embora a insolubilização de Al³⁺ por polimerização (PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1984) ser, freqüentemente, observada em altas doses de gesso (CAIRES et al., 1998; BLUM et al., 2011), a aplicação de gesso não afetou o teor de Al³⁺ no nosso estudo.

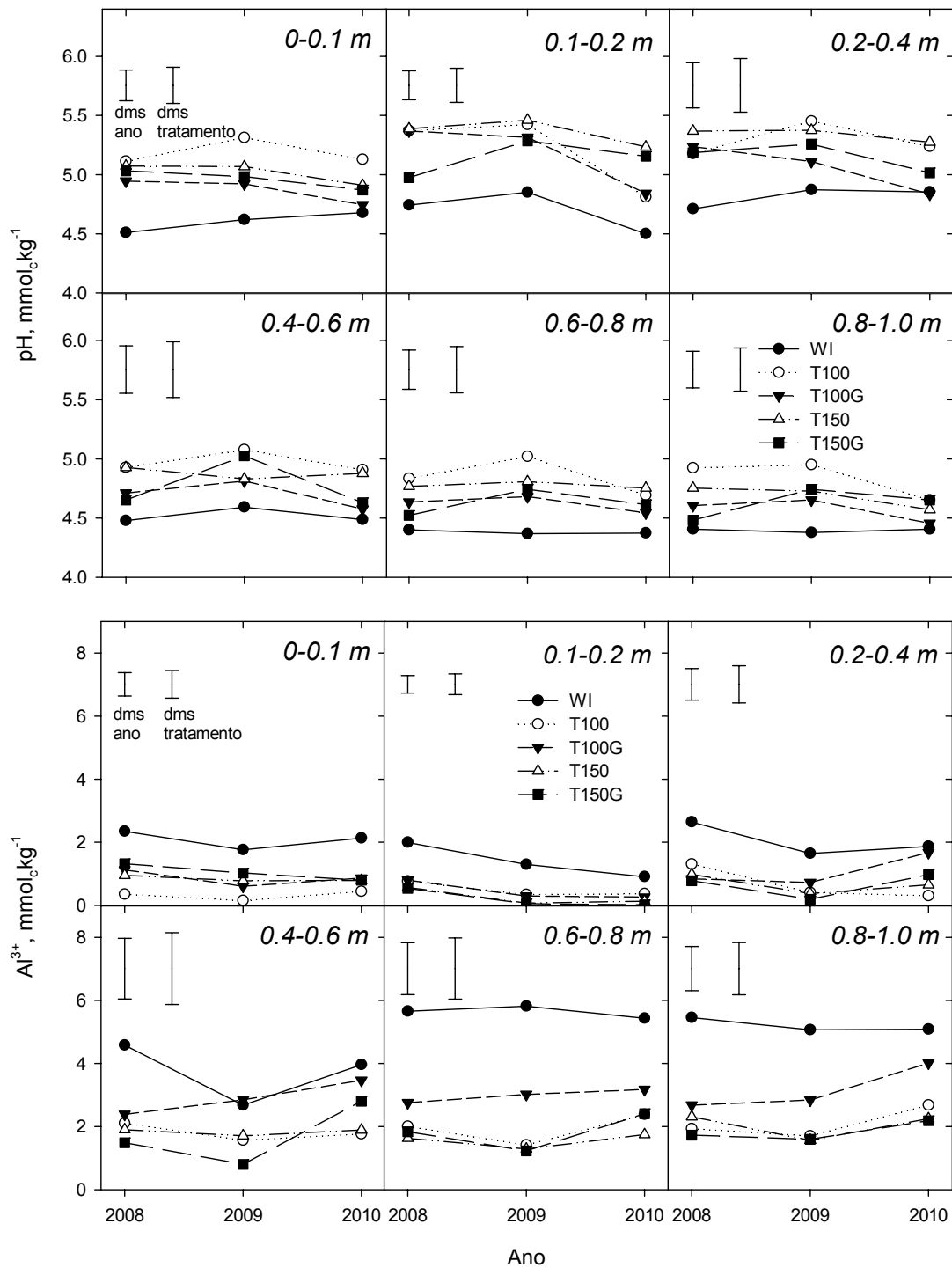


Figura 3.2 – Potencial hidrogeniônico do solo (pH) medido em CaCl_2 e teor de Al^{3+} trocável nas camadas do solo de 0 até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a $P=0.05$

Os teores trocáveis de Ca^{2+} aumentaram por efeito da irrigação com EETE no perfil do solo nos três anos avaliados (Figura 3.3). É importante lembrar que, no ano de 2008, os tratamentos de gesso não tinham sido ainda aplicados, assim, o efeito de sua aplicação pode ser visualizado analisando a interação entre tratamentos e tempo. Para os tratamentos irrigados sem aplicação de gesso e WI a concentração de Ca^{2+} foi mantida constante, ou mesmo teve uma pequena diminuição de 2008 para 2010, dependendo da profundidade. Nos tratamentos com aplicação de gesso os teores trocáveis de Ca^{2+} aumentaram de 2008 para 2009 e foram mantidos constantes ou diminuíram de 2009 para 2010. Em 2009 haviam 22 e 20 $\text{kmol}_c\text{ha}^{-1}$ de Ca^{2+} a mais nos tratamentos T100G e T150G que no ano de 2008. Essa quantidade é um pouco superior ao total de Ca^{2+} que foi aplicado através do gesso, mas considerando a adição de Ca^{2+} pelo EETE e o erro associado às medidas e amostragem é um resultado bastante razoável e mostrou que todo o Ca^{2+} aplicado foi recuperado até 1 m de profundidade após um ano da aplicação do fosfogesso. No entanto, dois anos após a aplicação, apenas 12 e 9,5 $\text{kmol}_c\text{ha}^{-1}$ de Ca^{2+} foram recuperados na camada de solo de 1 metro de profundidade. Esse resultado revelou um movimento mais rápido do Ca^{2+} através do perfil do solo do que o relatado por Caires et al. (1998) e Blum et al. (2011) em Latossolos com maior teor de argila. Os teores trocáveis de Mg^{2+} no solo também foram aumentados pela irrigação com EETE, principalmente nas camadas mais profundas (Figura 3.3). Verificou-se que a aplicação de gesso causou lixiviação de Mg^{2+} da camada de 0-10 m após um ano de aplicação, mas o Mg lixiviado dessa camada não foi recuperado nas camadas inferiores.

Os teores trocáveis de K^+ do solo não se alteraram devido à irrigação ou à aplicação de fosfogesso (Figura 3.4), embora em alguns estudos diminuição da concentração de K^+ no solo devido a substituição do K^+ pelo Na^+ do efluente (PEREIRA et al., 2011) ou pelo Ca^{2+} do fosfogesso (BLUM et al., 2011) ter sido observado. A única alteração ocorreu comparando os valores de K^+ nos diferentes anos na camada superior do solo (0-0,1 m), em 2009 houve mais K^+ no solo do que em 2008 e 2010, isso provavelmente tenha ocorrido devido a diferenças climáticas no período anterior à amostragem de solo. Nos três anos da amostragem de solo foi realizada no final de setembro, mas houve uma grande diferença na quantidade de chuvas anterior a esta,

durante o ano de 2009 houve chuvas intensas logo após a colheita permitindo que todos os íons K^+ presentes nos restos culturais retornassem para o complexo de troca do solo antes da amostragem, sendo que em 2010 a amostragem foi realizada logo após a colheita.

Concordando com as mudanças no pH, Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+} do solo, a saturação por bases foi maior nos tratamentos irrigados (Figura 3.4). A irrigação com EETE manteve o pH do solo em condições adequadas ao desenvolvimento das plantas nas camadas superiores do solo e inclusive melhorou as condições de acidez das camadas mais baixas. Além da neutralização do H^+ , a irrigação com EETE foi uma importante fonte de cátions básicos evitando o esgotamento dos cátions do solo devido à retirada pelas plantas e lixiviação, dispensando a necessidade de calagem no presente estudo.

A irrigação com EETE claramente aumentou o teor de Na^+ trocável e o PST no perfil do solo (Figura 3.5). Mas há três observações importantes sobre a retenção de Na^+ nos colóides do solo: (i) não houve diferença entre os tratamentos T100 e T150, (ii) de 2008 para 2009 houve uma tendência de diminuição do teor de Na^+ em todos os tratamentos e (iii) os valores de PST foram muito menores do que os relatados por Leal et al. (2009) nas mesmas parcelas experimentais dois anos antes da presente avaliação. Estes resultados indicam que, após um ciclo completo de irrigação e estação das chuvas, a concentração de Na^+ no solo não é cumulativa ou dependente da quantidade total de efluente aplicado, mas da capacidade do solo em reter Na^+ , da quantidade de efluente aplicado no ciclo e da precipitação pluvial. O efeito das chuvas no controle da concentração de Na^+ em um solo tropical também foi observado por Pereira et al. (2011). Assim, a concentração cumulativa de sódio parece não ter uma importância tão grande em regiões com uma estação chuvosa, considerando ainda que nossa amostragem foi realizada depois do período de maior densidade de irrigação e antes da estação de chuvas, portanto na época de maior acúmulo de Na no solo.

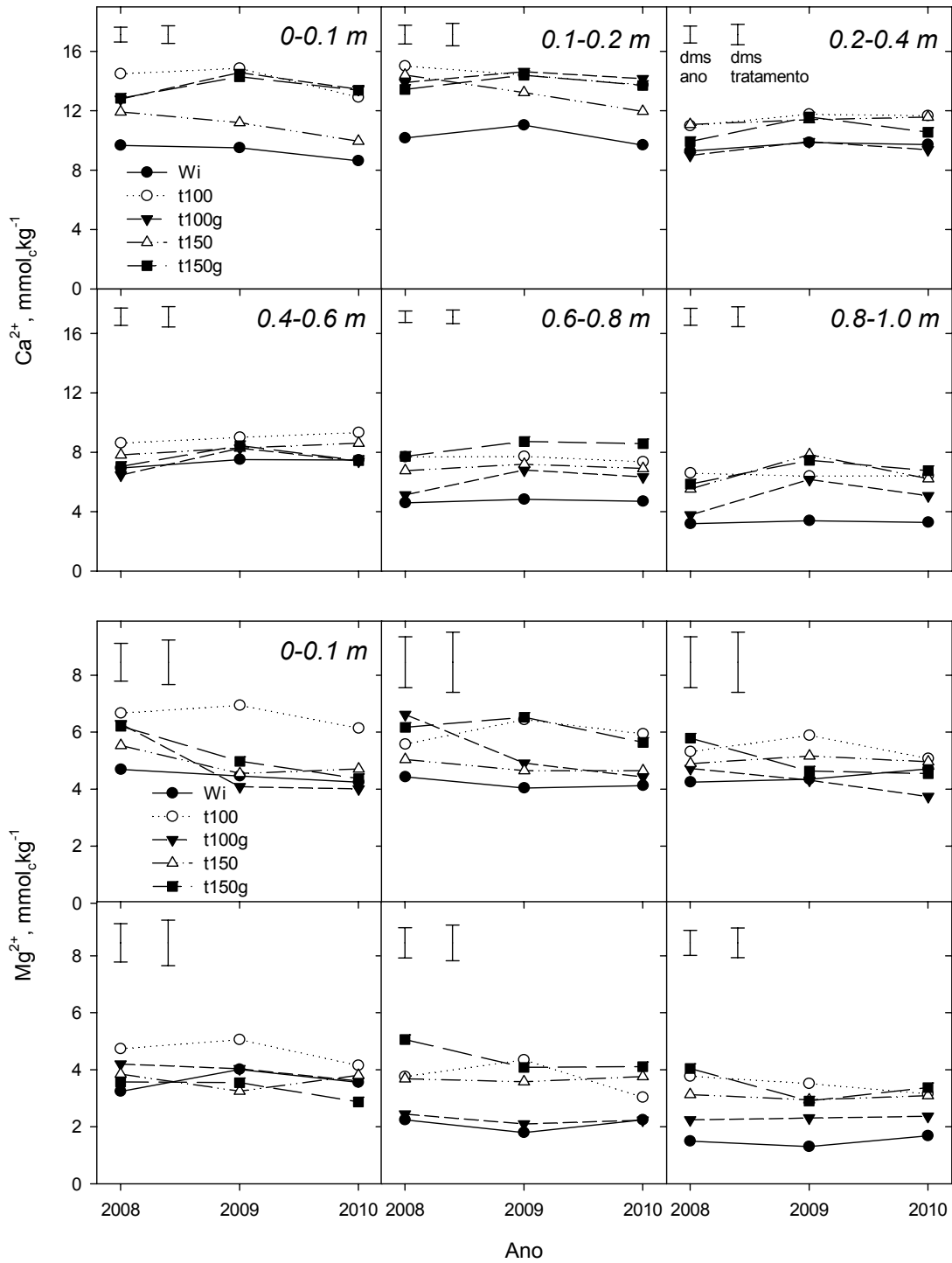


Figura 3.3 - Teores trocáveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a $P=0.05$

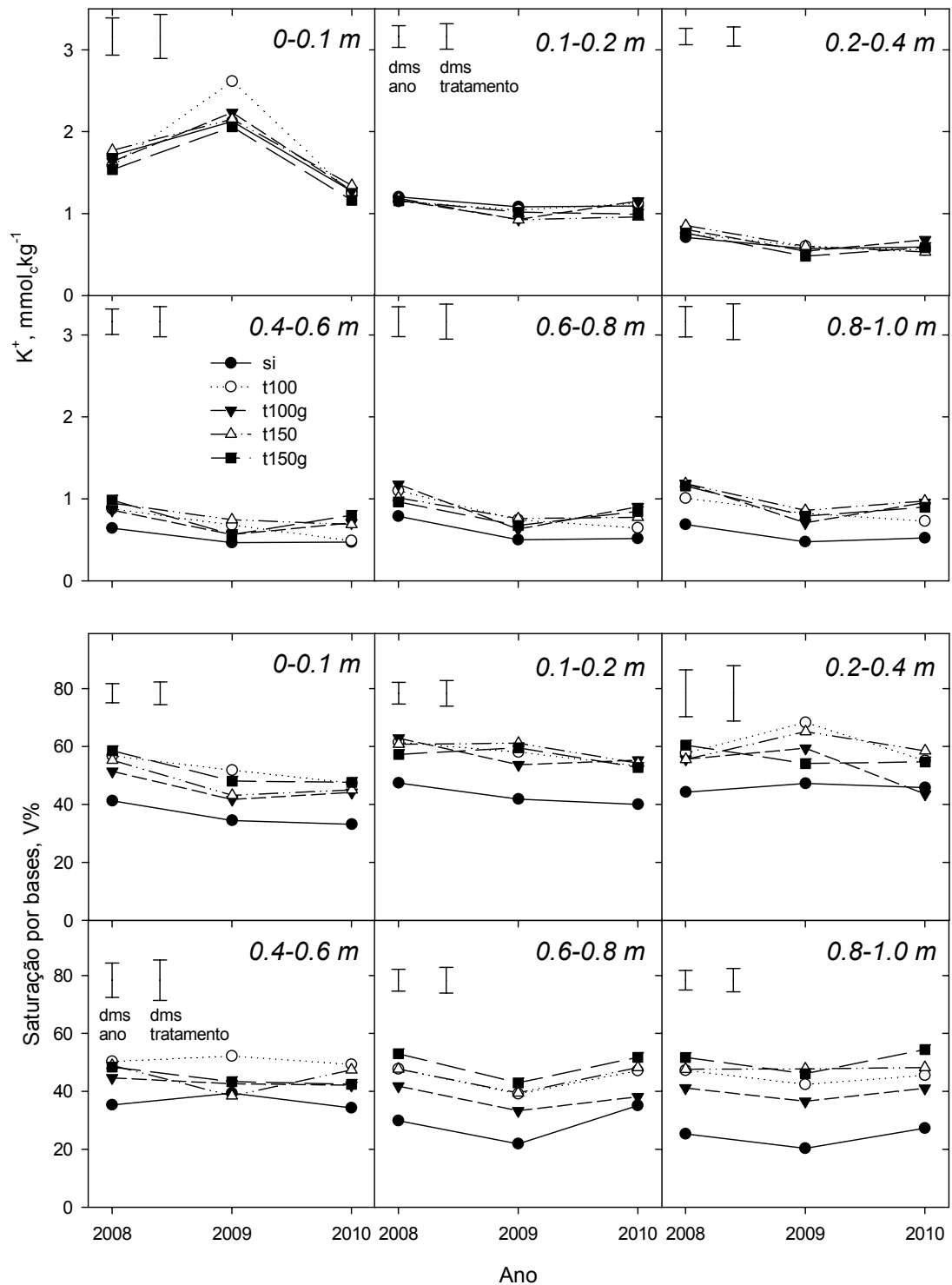


Figura 3.4 - Teores trocáveis de K^+ e saturação por bases no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a $P=0.05$

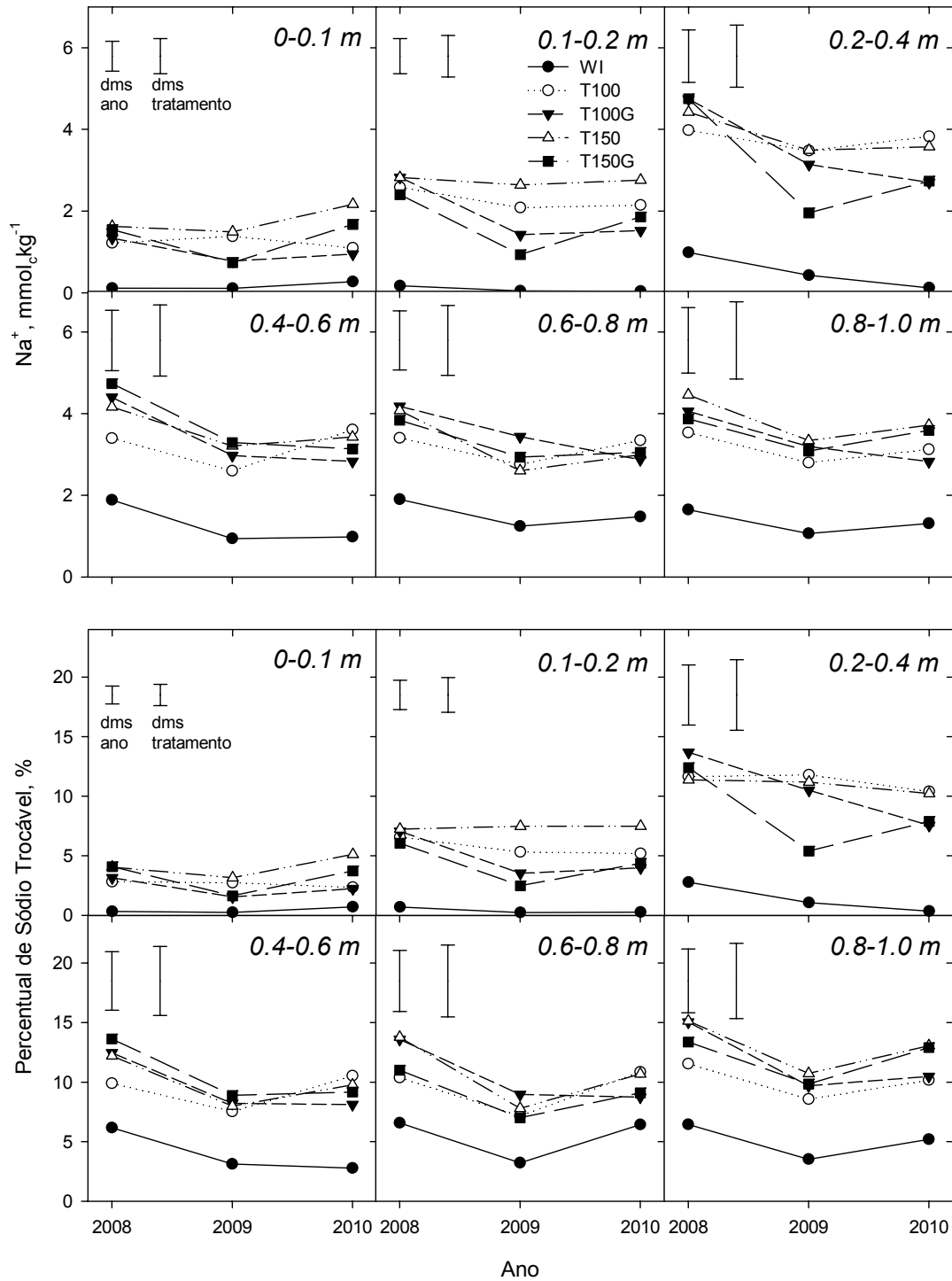


Figura 3.5 – Teores trocáveis de Na^+ e percentual de sódio trocável no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150% da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a $P=0.05$

Os tratamentos com a aplicação de fosfogesso causaram redução na concentração de Na^+ até 0,4 m de profundidade, principalmente após um ano de sua aplicação. A quantidade do Ca^{2+} aplicado através do gesso foi calculada para substituir todo o Na^+ até 0,6 m de profundidade, um total de $\sim 20 \text{ kmol}_c\text{ha}^{-1}$. No entanto, apenas 6,2 e 8,9 $\text{kmol}_c\text{ha}^{-1}$ de Na^+ foram lixiviados dessa camada após um ano da aplicação de fosfogesso nos tratamentos T100G e T150G, respectivamente. Estes montantes são aproximadamente a quantidade de Ca^{2+} retido na camada após o mesmo período 6,6 e 8,6 $\text{kmol}_c\text{ha}^{-1}$ para T100G e T150G respectivamente. Assim, o Ca^{2+} do gesso não substituiu todos os íons de Na^+ ligados aos colóides do solo, sendo lixiviado relativamente rápido.

A concentração de fósforo nos tratamentos T150 e T150G foram maiores do que no tratamento WI entre 0,4 a 0,8 m de profundidade (Figura 3.6). Visto que o EETE possui P em sua constituição, esperavam-se alterações na concentração do nutriente no solo. No entanto, solos bem intemperizados que apresentam altos teores de óxidos de ferro e alumínio possuem alta capacidade de adsorção de fósforo (BRENNAN et al., 1994; FONTES; WEED, 1996), e portanto seria esperado retenção do P nas camadas superficiais, sem alterações no subsolo. Porém, Moura et al. (2011) constatou que em área saturada com efluentes, os fluxos de efluentes através do solo foram muito mais rápidos do que o tempo necessário para a máxima adsorção de fósforo, permitindo o movimento de fósforo para as camadas mais profundas. A irrigação no T100 foi calculada para elevar o teor de água do solo para a capacidade de campo até 0,6 m de profundidade. Nossa hipótese é que no tratamento T150, devido ao preenchimento também dos macroporos dessa camada, houve favorecimento da percolação, permitindo o movimento mais rápido da solução através do solo e migração do fósforo para as camadas profundas antes que ele tivesse sido adsorvido na camada superficial. Considerando uma distribuição homogênea da água no perfil do solo antes da irrigação, a irrigação com excedente de 50% seria suficiente para aumentar o teor de água no solo para a capacidade de campo em uma profundidade 50% superior. Assim, neste caso seria de se esperar um movimento mais rápido de solução até 0,9 m de profundidade, o que foi verificado pelo acúmulo de fósforo na camada de 0,4-0,8 m.

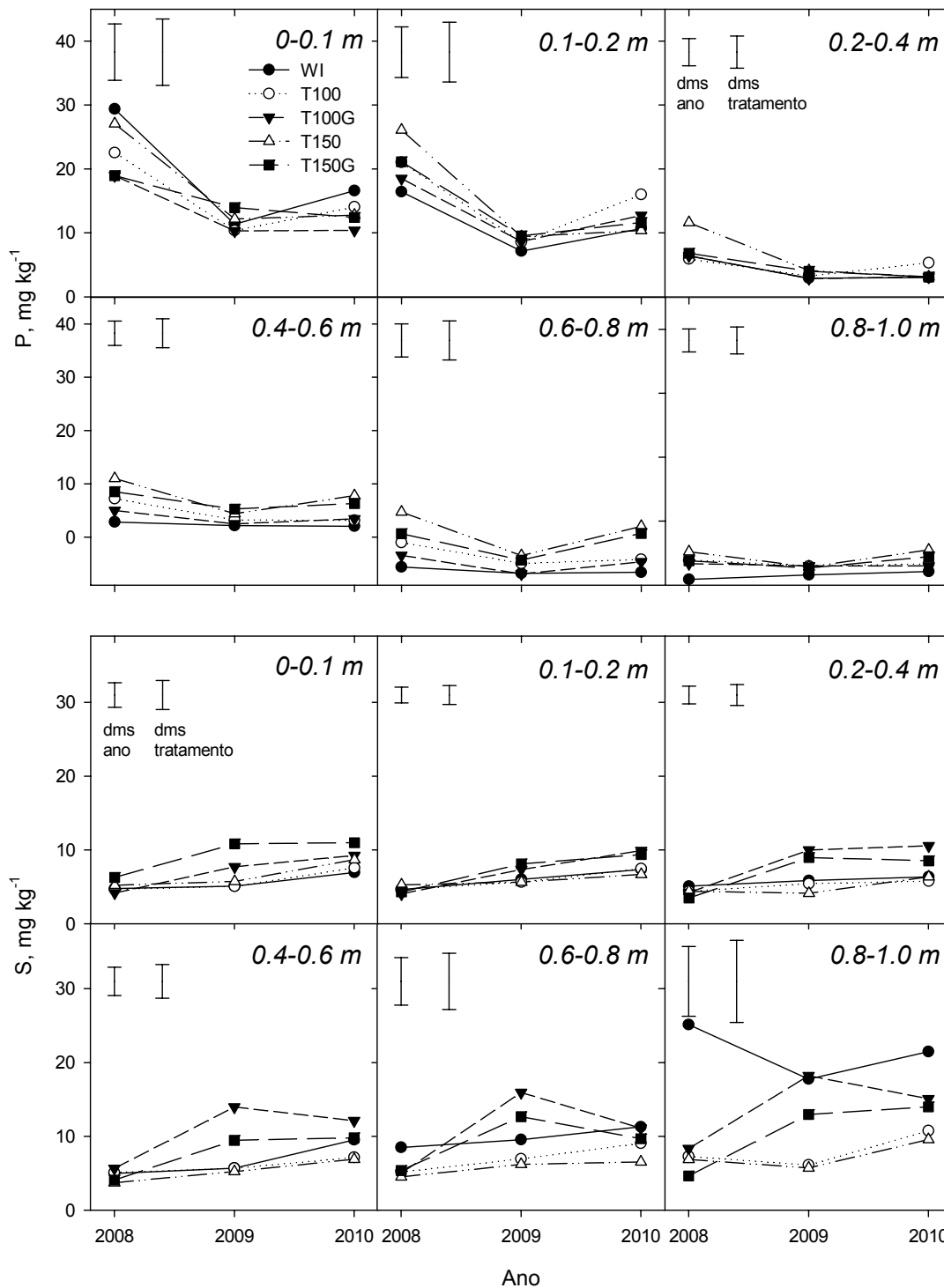


Figura 3.6 – Concentração de P e S no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a $P=0.05$

A irrigação com EETE não afetou a concentração de enxofre do solo até 0,8 m de profundidade (Figura 3.6). De outubro de 2008 a julho de 2010 o equivalente a $\sim 30 \text{ mg kg}^{-1}$ de S foram aplicados ao solo via EETE considerando uma camada de um metro de profundidade. A ausência de efeito ou mesmo diminuição da concentração de S no perfil revelou o rápido movimento do S proveniente do EETE através do solo. Na camada de 0,8 a 1,0 m de profundidade a concentração de S no tratamento WI foi maior do que nos tratamentos irrigados. A diminuição do S devido à irrigação com EETE também foi observado por Pereira et al. (2011), sendo esse efeito atribuído ao aumento de cargas negativas, devido a elevação do pH, reduzindo a capacidade de retenção de S-SO_4^- nos colóides. Provavelmente, o maior volume de solução lixiviada através do solo no tratamento irrigado também tenha favorecido a lixiviação de S nesta camada. Os tratamentos de gesso ocasionaram aumento da concentração S em todo o perfil do solo. No entanto, de um total de 316 kg ha^{-1} de enxofre aplicadas através do fosfogesso, e apenas 76 e 62 kg ha^{-1} foram recuperados pela análise do solo após um ano da aplicação nos tratamentos T100G e T150G, respectivamente, e 61 e 59 kg ha^{-1} foram recuperados pela análise do solo após 2 anos da aplicação nos tratamentos T100G e T150G, respectivamente.

A irrigação com EETE teve efeitos distintos sobre a concentração de Mn em diferentes camadas do solo. A irrigação promoveu redução no teor de Mn do solo até 0,4 m e aumento em camadas abaixo de 0,4 m (Figura 3.7). Na primeira camada o pH do solo foi mantido a valores acima de 5 nas parcelas irrigadas, sendo que nestes valores de pH o Mn trocável é transformado em formas orgânicas ou ligado à óxidos (SIMS, 1986), diminuindo dessa forma o teor disponível do nutriente no solo nos tratamentos irrigados. O EETE é uma fonte de Mn, mas a diferença entre os tratamentos WI e T150G nas camadas abaixo de 0,4 m não pode ser explicada pela irrigação. Todo o Mn adicionado ao solo via efluente desde o início do experimento foi de aproximadamente 100 mg m^{-2} , equivalente a $0,33 \text{ mg kg}^{-1}$ se uniformemente misturado em uma camada de 0,2 m de solo. A diferença entre Wi e T100G foi de $0,70 \text{ mg kg}^{-1}$ tanto na camada de 0,4-0,6 quanto na de 0,6-0,8 m de profundidade, aproximadamente quatro vezes o Mn aplicada por irrigação.

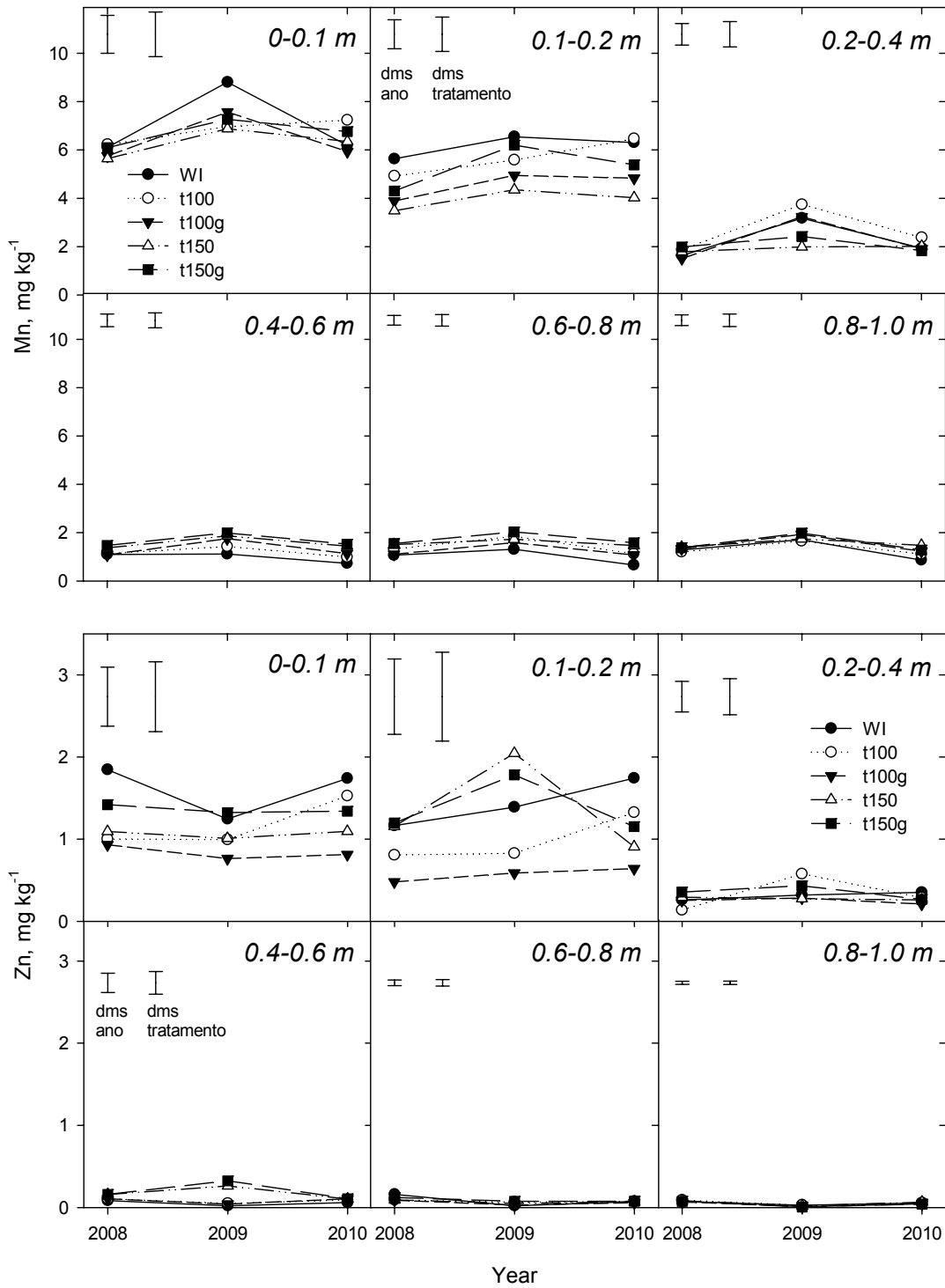


Figura 3.7 – Concentração de Mn e Zn no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a P=0.05

Os teores de zinco (figura 3.7) e de ferro (figura 3.8) diminuíram devido à irrigação com EETE até 0,4 m de profundidade, o que também deve ser atribuído ao pH mais elevado nesta camada nas parcelas irrigadas. A concentração de B aumentou na primeira camada do solo devido a irrigação com EETE (Figura 3.8). O EETE é uma fonte de boro e o total aplicado ao longo dos anos é mais que suficiente para explicar a alteração da concentração de boro no solo e, também, o pH do solo tem correlação positiva com o B extraído com água quente (PETERSON; NEWMAN, 1976). Sendo que em alguns casos o elevado teor de boro no efluente usado na irrigação pode elevar os teores deste nutriente para níveis tóxicos no solo (PEDRERO; ALARCÓN, 2009).

A estabilidade de agregados e a porcentagem de argila dispersa em água (ADA) não foram afetadas pelos tratamentos de gesso ou de irrigação até 0,2 m de profundidade, porém a irrigação com EETE ocasionou aumento da porcentagem de argila dispersa em água nas camadas contidas entre 0,2 e 1,0 m de profundidade (Tabela 3.1). O efeito da irrigação com EETE sobre a concentração de sódio do solo e, conseqüentemente, sobre a dispersão de argilas é bem conhecida e já foi relatada após 16 meses do início da irrigação neste mesmo experimento (LEAL et al., 2009). Comparando nossos resultados com os obtidos por Leal et al. (2009), a porcentagem de argila dispersa em água sofreu diminuição em todas as parcelas e profundidades e a diferença entre os tratamentos irrigados e WI na camada de 0 a 0,2 m desapareceu. A avaliação realizada por Leal et al. (2009) foi depois de um intenso regime de irrigação, e a presente avaliação foi realizada após 4 ciclos regulares de chuvas e irrigação. Nessa ocasião os teores de sódio do solo nas parcelas irrigadas haviam diminuído como discutidos anteriormente e a porcentagem de argila dispersa em água recuou para os níveis do tratamento WI na camada superficial, seguindo as tendências de concentração de Na^+ no solo. Embora tenha havido o efeito da aplicação de fosfogesso sobre a concentração de sódio no solo, este ocorreu somente até 0,4 m de profundidade e foi mais pronunciado no primeiro ano após a aplicação. Portanto, esses efeitos não foram refletidos sobre o percentual de argila dispersa em água, o qual já estava em níveis semelhantes aos do tratamento controle nas camadas até 0,2 m, e os efeitos do fosfogesso sobre a concentração de sódio na camada de 0-0,4 m já haviam desaparecido por ocasião da amostragem para a determinação da ADA (Figura 3.5).

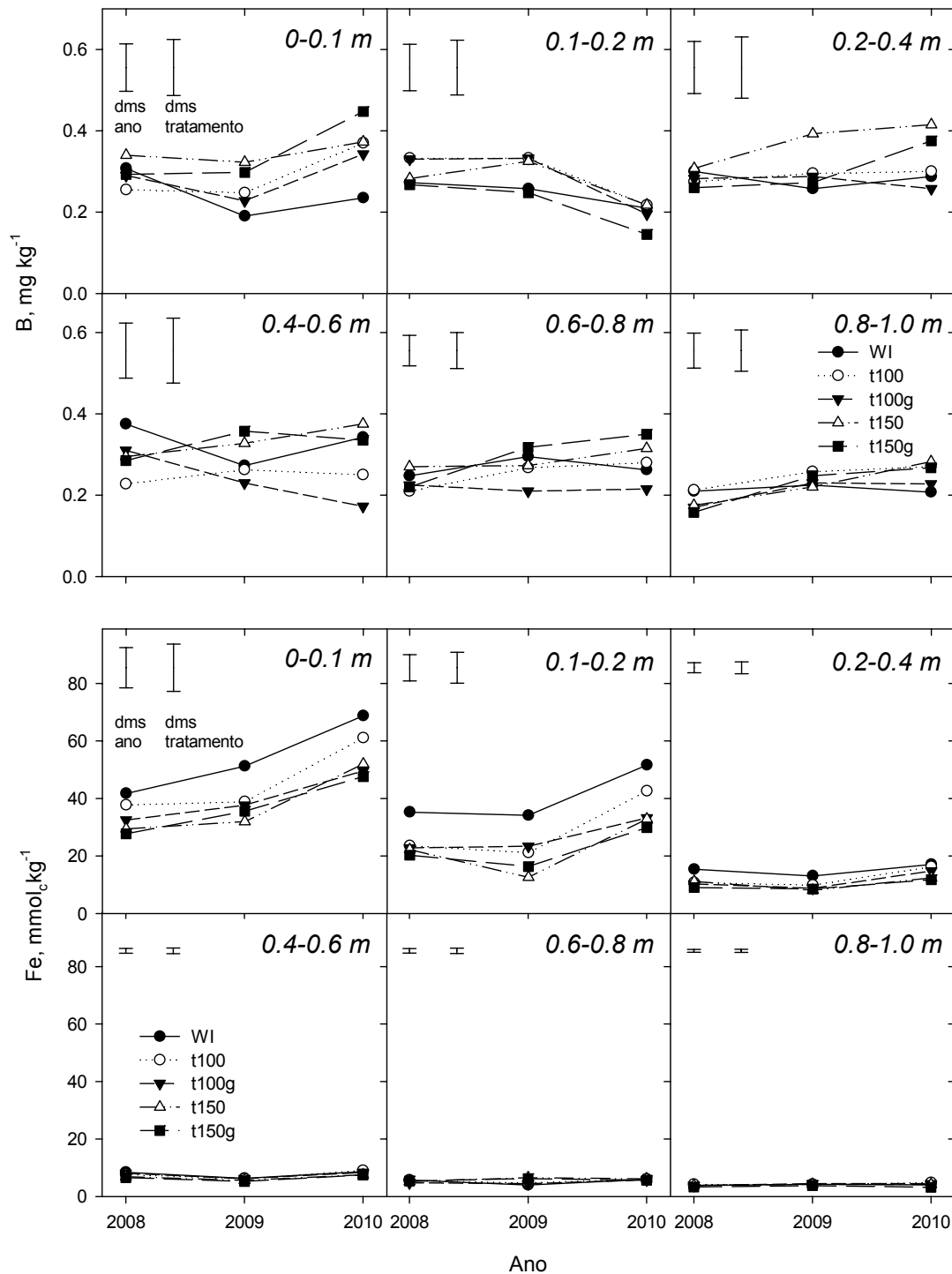


Figura 3.8 – Concentração de B e Fe no perfil de solo até 1 m de profundidade para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto com 100% da necessidade hídrica da cultura (NHC) (T100), irrigada com 100% da NHC mais gesso (T100G), irrigada com 150 % da NHC (T150) e irrigada com 150% da NHC mais gesso (T150G), durante 3 anos de avaliação. Barras verticais representam a diferença mínima significativa para anos e tratamentos pelo teste de Tukey a P=0.05

Tabela 3.1 - Estabilidade de agregados na camada de 0-0.2 m e porcentagem de argila dispersa em água nas camadas entre 0 e 1 m de profundidade no ano de 2010

Treatment	Estabilidade de agregados	Argila dispersa em água (profundidade, m)					
		0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0
		%					
WI	11.48	2.63	1.41	2.72	5.55	5.88	4.01
T100	11.79	2.73	2.27	3.47	7.92	7.39	6.57
T100G	12.58	2.87	2.37	4.48	8.01	7.80	7.39
T150	12.13	3.05	2.61	6.13	8.03	8.74	7.79
T150G	9.90	3.30	2.81	6.83	8.35	8.97	7.85
Valor de F	0.68	0.77	1.74	4.38	3.35	3.93	6.04
Probabilidade (P)	0.62	0.56	0.20	0.02	0.05	0.03	0.01
Dms (P=0.05)*	5.57	1.38	1.83	3.74	2.81	2.81	2.94

* diferença mínima significativa pelo teste de Tukey à probabilidade 0,05.

Em geral, os coeficientes da curva característica de retenção da água no solo não foram afetados pela irrigação com EETE ou pela aplicação de gesso (Tabela 3.2). Apenas o coeficiente n foi maior no WI do que no tratamento irrigado na camada de 0,1-0,2 e o θ_r foi menor no WI de 0-0,1 m de profundidade.

Tabela 3.2 - Densidade (D), condutividade hidráulica saturada (k_{sat}), conteúdo volumétrico de água residual (θ_r) e do solo saturado (θ_s), coeficientes α e n da curva de retenção de água nas camadas de 0-0.1 e 0.1-0.2 m de profundidade

Tratamentos	D ($m^3 m^{-3}$)	K_{sat} ($cm h^{-1}$)	θ_r ($m^3 m^{-3}$)	θ_s ($m^3 m^{-3}$)	α	n
<i>0-0.5 m de profundidade</i>						
WI	1.46	3.80	0.08	0.45	2.94	1.96
T100	1.47	1.30	0.12	0.45	3.05	1.97
T100G	1.53	1.53	0.11	0.42	3.01	1.95
T150	1.39	1.39	0.14	0.48	2.95	2.06
T150G	1.48	0.95	0.13	0.44	2.82	2.06
Valor de F	2.56	1.91	8.61	2.63	0.08	0.28
Probabilidade	0.09	0.17	0.00	0.09	0.99	0.89
Dms*	0.14	3.73	0.03	0.05	1.39	0.48
<i>0.1-0.15 m de profundidade</i>						
WI	1.69	0.15	0.13	0.36	1.89	2.12
T100	1.72	0.10	0.13	0.35	2.61	1.74
T100G	1.69	0.18	0.12	0.36	2.35	1.94
T150	1.69	0.25	0.12	0.36	2.55	1.81
T150G	1.75	0.15	0.13	0.34	2.07	1.84
Valor de F	0.93	0.23	0.57	0.64	2.77	4.86
Probabilidade	0.48	0.92	0.69	0.64	0.08	0.01
Dms	0.12	0.51	0.03	0.05	0.84	0.30

* mínima diferença significativa pelo teste de Tukey à probabilidade 0,05.

A condutividade hidráulica saturada não foi afetada pelos tratamentos nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m de profundidade (Tabela 3.2). A diminuição da condutividade hidráulica é freqüentemente relatada na literatura, e geralmente é atribuída ao colapso dos poros devido à dispersão de argilas em resposta ao aumento da concentração de sódio no solo (GONÇALVES et al., 2007, TARCHOUNA et al., 2010, ASSOULINE; NARKIS, 2011). Em nosso estudo, mesmo com a ocorrência do aumento do acúmulo de sódio nos tratamentos irrigados, não houve efeito dos tratamentos sobre a argila dispersa nas duas primeiras camadas do solo, resultando em ausência de alterações na condutividade hidráulica. Foi observada baixa condutividade hidráulica na camada de 0,1-0,2 m em todos os tratamentos, como resultado da alta compactação revelado pela elevada densidade nesta camada (Tabela 3.2).

A capacidade do solo de reter água não foi alterada devido a tratamentos nos potenciais matriciais mais elevados (Tabela 3.3) confirmando a ausência de efeito sobre a condutividade hidráulica, já que o transporte de água através do solo ocorre nos poros maiores. O tratamento WI apresentou menor capacidade de reter água do que os tratamentos irrigados nos potenciais mátricos de -30 e -1.500 kPa a 0-0,1 m de profundidade. O aumento da retenção de água nos criptoporos no solo irrigado com EETE já foi relatada por Gonçalves et al. (2010) que atribuiu este efeito à redução da porosidade intra-agregado, devido à intrusão de Na^+ , fenômeno que é explicado por Sumner (1993). Alterações na estrutura do solo podem ocorrer com baixo PST devido à baixa concentração de sais (MCNEAL; NORVELL; COLLEMAN, 1966; SHAINBERG; RHOADES; PRATHER, 1981; AHMAD et al., 2006), de outro modo, os solos em que a estrutura é estabilizada por óxidos de ferro são capazes de resistir aos efeitos da sodicidade muito mais do que outros solos (SUMNER, 1993). Em nosso estudo o efeito da concentração de sal no solo, aparentemente, é mais importante do que o estabilizador de estrutura, porque aumento de retenção de água residual ocorreu com um PST inferior a 5%. O pH do solo também tem efeito sobre a dispersão de argila em solos com carga dependente do pH. O aumento do pH diminui a interação entre as superfícies de cargas opostas e aumenta a dispersão (SUMNER, 1993). Assim, o maior pH observado nas parcelas irrigadas pode ter colaborado pelo menos em parte para o aumento da dispersão da argila. Uma consideração importante no nosso estudo é que

na ocasião da determinação do da retenção de água pelo solo não foram observados efeitos dos tratamentos na dispersão de argilas ou na condutividade hidráulica do solo. Considerando que em estudos anteriores, realizados na mesma área experimental, esses efeitos foram observados, parece que a recuperação da estrutura do solo ao nível de microporos é mais difícil de ser alcançada. No entanto, Gonçalves et al. (2010) realizaram o experimento na mesma área experimental do presente estudo e observou um teor de água residual idêntico ao nosso resultado no tratamento WI ($0,08 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$), porém eles observaram um teor de água residual muito maior nos tratamentos irrigados com EETE ($0,196 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$), demonstrando uma recuperação da estrutura do solo desde aquela avaliação. Períodos de alta intensidade de chuvas pode promover a lixiviação de sódio (PEREIRA et al., 2011), permitindo a recuperação da estrutura do solo.

Tabela 3.3 - Conteúdo volumétrico de água retida no solo nos potenciais de 0, -6, -10, -30 and -1500 kPa nas camadas de 0-0.1 e 0.1-0.2 m

Tratamentos	Potencial mátrico da água no solo (kPa)				
	0	-6	-10	-30	-1500
	m^3m^{-3}				
0-0.1 m					
WI	0.45	0.29	0.22	0.14	0.08
T100	0.45	0.29	0.23	0.17	0.12
T100G	0.43	0.29	0.24	0.16	0.11
T150	0.48	0.31	0.24	0.18	0.14
T150G	0.44	0.29	0.23	0.17	0.13
Valor de F	2.82	0.67	0.84	3.61	8.61
Probabilidade	0.07	0.63	0.53	0.04	0.00
Dms	0.05	0.04	0.04	0.04	0.03
0.1-0.2 m					
WI	0.36	0.28	0.23	0.17	0.13
T100	0.35	0.27	0.23	0.18	0.14
T100G	0.36	0.27	0.22	0.16	0.12
T150	0.36	0.27	0.23	0.17	0.13
T150G	0.34	0.28	0.23	0.18	0.13
Valor de F	0.85	1.38	0.66	0.93	0.80
Probabilidade	0.52	0.30	0.63	0.48	0.55
Dms	0.05	0.02	0.03	0.04	0.03

* diferença mínima significativa pelo teste de Tukey à probabilidade 0,05.

3.4 Conclusões

A Irrigação com EETE manteve a acidez do solo, e os teores de cátions básicos e de alumínio em níveis considerados adequados para o desenvolvimento das plantas evitando a necessidade de calagem.

A porcentagem de argila dispersa em água foi maior nos tratamentos irrigados com EETE como resultado do aumento da concentração de Na^+ , resultando em um aumento de retenção de água em baixos potenciais. Os efeitos em ambas variáveis foram menos pronunciados do que em estudos realizados anteriormente na mesma área, indicando uma recuperação natural da estrutura do solo como resultado da lixiviação de Na^+ , devido a processos naturais de drenagem.

Aplicação de gesso promoveu aumento de Ca^{2+} e S-SO_4^- em todas as camadas do perfil do solo e redução do teor de Na^+ até 0,4 m de profundidade. No entanto os efeitos do fosfogesso perduraram por curto período, sendo pequena sua influência sobre as propriedades físicas do solo, verificadas dois anos após sua aplicação.

Referências

- AHAMAD, S.; GHAFOR, A.; QADIR, M.; AZIZ, M.A. Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum application and different crop rotations. **International Journal of Agriculture & Biology**, New Jersey, v. 8, p. 142-146, 2006.
- AL-SHDIEFAT, S.; AYOUB, S.; JAMJOUR, K. Effect of irrigation with reclaimed wastewater on soil properties and olive oil quality, Jord. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 5, p. 128–141, 2009.
- ASSOULINE, S.; NARKIS, K. Effects of long-term irrigation with treated wastewater on the hydraulic properties of a clayey soil. **Water Resources Research**, Washington, v. 47, 2011. W08530, doi:10.1029/2011WR010498. Disponível em: <<http://www.agu.org/journals/wr/wr1108/2011WR010498/2011WR010498.pdf>>. Acesso em: 13 dez. 2011.
- AYDEMIR, S.; NAJJAR, N.F. Application of two amendments (gypsum and langbeinite to reclaim sodic soil using sodic irrigation water. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 43, p. 547-553, 2005.

BALKS, M.R.; BOND, W.J.; SMITH, C.J. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 36, p. 821-830, 1998.

BLUM, J.; CAIRES, E.F.; AYUB, R.A.; FONSECA, A.F.; SOZIN, M.; FAUATE, M. Soil chemical attributes and grape yield as affected by gypsum application in southern Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 42, p. 1434-1446, 2011.

BOND, W. J. Effluent irrigation: an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 36, p. 543-555, 1998.

BRENNAN, R.F.; BOLLAND, M.D.A.; FEFFERY, R.C.; ALLEN, D.G. Phosphorus adsorption by a range of Western Australian soils related to soil properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 25, p. 2785-2795, 1994.

CAIRES, E.F.; CHUERI, W.A.; MADRUGA, E.F.; FIGUEREDO, A. Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 27-34, 1998.

DUTT, G.R.; TERKELTOUB, R.W.; RAUSCHKOLB, R.S. Prediction of gypsum and leaching requirements for sodium-affected soils. **Soil Science**, Philadelphia, v. 114, p. 93-103, 1972.

ELLINGTON, A.; BADAWY, N.S.; GANNING, G.W. Testing gypsum requirements for dryland cropping on a Red-Brown Earth. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 35, p. 591-607, 1997.

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 35, p. 131-147, 1997.

FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 36, p. 1965-1981, 2005.

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 37-51, 1996.

GENUCHTEN, M.T. van. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 892-898, 1980.

- GONCALVES, R.A.B.; GLOAGUEN, T.V.; FOLEGATTI, M.V.; LIBARDI, P.L.; LUCAS, Y.; MONTES, C.R. Pore size distribution in soils irrigated with sodic water and wastewater. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 701-707, 2010.
- GONÇALVES, R.A.B.; FOLEGATTI, M.V.; GLOAGUEN, T.V.; LIBARDI, P.L.; MONTES, C.R.; LUCAS, Y.; DIAS, C.T.S.; MELFI, A.J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, Amsterdam, v. 139, p. 241-248, 2007.
- HALLIWELL, D.J.; BARLOW, K.M.; NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 39, p. 1259-1267, 2001.
- HAMILTON, A.J.; STAGNITTI, F.; XIONG, X.; KREIDL, S.L.; BENKE, K.K.; MAHER, P. Wastewater irrigation: the state of play. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 6, n. 4, p. 823-840, 2007.
- HANAY, A.; BUYUKSONMEZ, F.; KIZILOGLU, F.M.; CANBOLAT, M.Y. Reclamation of saline-sodic soils with gypsum and MSW compost. **Compost Science & Utilization**, Emmaus, v. 12, n. 2, p. 175-179, 2004.
- ILYAS, M.; QURESHI, R.H.; QADIR, M.A. Chemical changes in a saline-sodic soil after gypsum application and cropping. **Soil Technology**, Cremlingen, v. 10, p. 247-260, 1997.
- KALAVROUZIOS, I.K.; ROBOLAS, P.; KOUKOULAKIS, P.H.; PAPADOPOULOS, A.H. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. *Italica*, and *B. oleracea* var. *Gemmifera*, **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, p. 419-426, 2008.
- KUMAR, V.; SINGH, S.; SINGH, S.; YADAV, H.D. Performance of sugarcane genotypes grown under sodic soil and water conditions. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 41, p. 1-9, 1999.
- LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 307-316, 2009.
- McINTYRE, D.S. Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 17, p. 115-120, 1979.
- McNEAL, B.L.; NORVELL, W.A.; COLLEMAN, N.T. Effect of solution composition on the swelling of extracted soil clays. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 30, p. 313-317, 1966.
- MOURA, D.R.; SILVEIRA, M.L.; O'CONNOR, G.A.; WISE, W.R. Long-term reclaimed water application effects on phosphorus leaching potential in rapid infiltration basins. **Journal of Environmental Monitoring**, London, v. 13, p. 2457-2462, 2011.

NAIDU, R.; RENGASAMY, P. Ion Interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 31, p. 801-819, 1993.

NELSON, P.N.; HAM, G.J. Exploring the response of sugar cane to sodic and saline conditions through natural variation in the field. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 66, p. 245-255, 2000.

PAVAN, M.A.; BINGHAM, F.T.; PRATT, P.F.; Redistribution of exchangeable calcium, magnesium, and aluminum following lime or gypsum applications to a Brazilian oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p. 33-38, 1984.

PEDRERO, F.; ALARCÓN, J.J. Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. **Desalination**, Amsterdam, v. 246, p. 631-639, 2009.

PEREIRA, B.F.F.; HE, Z.L.; SILVA, M.S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S.F.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Reclaimed wastewater: Impact on soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 192, p. 54-61, 2011.

PETERSON, L.A.; NEWMAN, R.C. Influence of soil pH on the availability of added boron. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 40, p. 280-282, 1976.

POLLICE, A.; LOPEZ, A.; LAERA, G.; RUBINO, P.; LONIGRO, A. Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 324, p. 201-210, 2004.

QIAN, Y.L.; MECHAM, B. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways, **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 717-721, 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2010.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H. Outras culturas industriais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. cap. 22, p. 233-243.

SAHIN, U.; ANAPALI, O.; HANAY, A. The effect of consecutive applications of leaching water applied in equal, increasing or decreasing quantities on soil hydraulic conductivity of a saline sodic soil in the laboratory. **Soil Use and Management**, Malden, v. 18, p. 152-154, 2002.

SHAINBERG, I.; RHOADES, J.D.; PRATHER, R.J. Effect of low electrolyte concentration on clay dispersion and hydraulic conductivity of a sodic soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 273-277, 1981.

SIMS, J.T. Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper, and zinc. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p. 367-373, 1986.

SINGH, C.S.; GUPTA, S.K.; RAM, S. Assessment and management of poor quality waters for crop production: a simulation model (SWAM). **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 30, p. 25-40, 1996.

SINGH, H.; BAJWA, M.S. Effect of sodic irrigation and gypsum on the reclamation of sodic soil and growth of rice and wheat plants. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 20, p. 163-171, 1991.

SO, H.B.; AYLMOORE, L.A.G. How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behavior. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 31, p. 761-777, 1993.

SUMNER, M.E. Sodic soils: new perspectives. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v.31, p.761-777, 1993.

SURIADI, A.; MURRAY, R. S.; GRANT, C. D.; NELSON, P. N. Structural stability of sodic soils in sugarcane production as influenced by gypsum and molasses. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Collingwood Victoria, v. 42, p. 315-322, 2002.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TARCHOUNA, L.G.; MERDY, P.; RAYNAUD, M.; PFEIFER, H.R.; LUCAS, Y. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: evolution of soil physico-chemical properties. **Applied Geochemistry**, Aberystwyth, v. 25, p. 1703-1710, 2010.

XU, J.; WU, L.; CHANG, A.C.; ZHANG, Y. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: a preliminary assessment. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 183, p. 780-786, 2010.

4 NUTRIÇÃO DE PLANTAS E BALANÇO DE NUTRIENTES EM CULTURA DE CANA DE AÇUCAR IRRIGADA COM EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO E TRATADA COM FOSFOGESSO

Resumo

Estudos sobre irrigação com efluentes de estação de tratamento de esgoto (EETE) são recentes no Brasil, apesar de trabalhos, realizados em vários países, mostrarem que seu uso constitui uma boa alternativa para a disposição destes rejeitos. No entanto, estes efluentes apresentam, geralmente, uma alta concentração de sódio que pode produzir efeitos nocivos à estrutura dos solos, contribuindo para sua degradação. Neste caso, a adição conjunta de gesso pode ser uma prática necessária para a viabilidade de seu uso. O conhecimento sobre o destino dos nutrientes e outros elementos constituintes do EETE e do gesso é indispensável para melhorar a eficiência do uso de fertilizante e evitar ameaças ambientais no sistema de produção agrícola. Com o objetivo de avaliar a nutrição das plantas, aporte e remoção de nutrientes e outros elementos, um sistema de cultivo de cana-de-açúcar irrigado com EETE e tratado com fosfogesso foi avaliado ao longo de duas safras. A absorção e nutrição de nitrogênio foram beneficiadas pelo gesso associado à irrigação com EETE, provavelmente devido à interação positiva entre o N fornecido pelo EETE e o S do fosfogesso. No entanto, a remoção de N do sistema foi associada, mais fortemente, com a produção de massa vegetal. O EETE foi uma importante fonte de fósforo para a nutrição das plantas e seus riscos ambientais de lixiviação foram descartados devido à oferta equilibrada do nutriente. Embora o K e S sejam fornecidos pela irrigação com EETE em quantidades suficientes para atender a demanda da cultura, a irrigação com EETE não melhorou a nutrição em relação a estes nutrientes mesmo em situações onde foi observada deficiência desses nutrientes nas folhas. Sendo o rápido movimento desses nutrientes no solo ou a interação com outros íons as possíveis causas da ausência de efeito. A nutrição com Fe, Zn e Mn não foi relacionada ao fornecimento desses micronutrientes pelo EETE, mas sim ao aumento do pH do solo que reduz a disponibilidade desses nutrientes.

Palavras-chave: Água residual; Nutrição de plantas; Absorção de nutrientes; Exportação de nutrientes

Abstract

Studies regarding treated sewage effluent (TSE) irrigation are recent in Brazil, although of researches performed in other countries have being showed that it is a wise alternative to this reject. However, these effluents are generally composed with high concentration of sodium that can produce harmful effects on soil structure, contributing to its degradation. In this case, the addition of gypsum may be a necessary to the feasibility of its use. The knowledge about the fate of the nutrients and other elements from effluent and gypsum in the system is indispensable to improve crop production,

fertilizer efficiency and avoid environmental threatens. With the objective of evaluate the plant nutrition, input, turnover and removal of nutrients and other elements by a sugarcane crop system, an experiment consisting of TSE irrigation and gypsum treatments was evaluated during two crop seasons. Nitrogen nutrition and uptake was improved by gypsum associated with TSE irrigation, probably due to the positive interaction between the N from TSE and S from gypsum. However, the N removal from the system was more related with the vegetal dry mass production. TSE was an important source of phosphorus to plant nutrition and there was no environmental threaten related with P leaching or runoff due the balanced addition and removal of this nutrient. Although the K and S are provided by irrigation with EETE in sufficient quantities to meet the crop demand, the irrigation did not improve the plant nutrition related to these nutrients even in situations where it was observed deficiencies of these nutrients in the leaves. The rapid movement of these nutrients in the soil or interaction with other ions is the possible causes of the lack of effect. Nutrition with Fe, Zn and Mn was not related to the input of these micronutrients by EETE, but was related to the increase in soil pH that is associated with decreased availability of these nutrients.

Keywords: Wastewater; Plant nutrition; Nutrient absorption; Nutrient removal

4.1 Introdução

Efluentes de estação de tratamento de esgoto (EETE) são produzidos em grande quantidade em todo o mundo, sendo que o descarte seguro desse rejeito tem desafiado cientistas devido à ameaça ambiental que eles representam (BOND, 1998). O uso de águas residuais para irrigação de culturas é datada de 4.000 anos atrás pela civilização grega antiga, mas ganhou mais importância na metade do século XIX na Europa como uma tentativa de controlar a poluição da água e proteger a saúde pública (PARANYCHIANAKIS et al., 2006). Hoje em dia, em países como Israel, onde a disponibilidade de água doce é limitada, mais de um terço da água de irrigação provem do aproveitamento de águas residuais (STATISTICAL ABSTRACT OF ISRAEL, 2011). Embora exista abundância de água para a irrigação na maioria das regiões brasileiras (TUCCI; HESPANHOL; CORDEIRO NETTO, 2001), há uma grande preocupação com o descarte de efluentes em corpos d'água, devido ao excesso de matéria orgânica e nutrientes, que podem estimular a proliferação descontrolada de algas, e conseqüentemente, causar eutrofização (FONSECA; MELFI; MONTES, 2005). Assim, a irrigação de culturas com águas residuárias parece ser uma boa alternativa para esses resíduos.

No Brasil, os estudos sistemáticos sobre o uso de EETE para irrigação de culturas tiveram início em 2000. Nesses estudos, o uso da irrigação com EETE resultou em um fornecimento parcial de nitrogênio (N) para o milho em um experimento em casa de vegetação (FONSECA; MELFI; MONTES, 2005) e incrementos de massa seca e proteína em capim bermuda Tifton 85, além de promover uma economia de até 85% da adubação nitrogenada em um experimento de campo (FONSECA et al., 2007). Em estudos com cana de açúcar, Leal et al. (2009a) relataram um aumento de rendimento de colmos de mais de 50% e Deon et al. (2010) também observaram incremento na produtividade com a possibilidade de redução de adubação nitrogenada. No entanto, Herpin et al. (2007) relataram níveis deficientes de N, fósforo (P) e enxofre (S) em café sob irrigação com EETE sem adubação mineral, o que demonstra que a irrigação com EETE não é suficiente para suprir todos os nutrientes requeridos pelas plantas. Pereira et al. (2011b) verificaram um desequilíbrio nutricional nas plantas cítricas, acumulando S e levando a uma deficiência planta de P e potássio (K) como resultado da irrigação com EETE. No experimento de Leal et al. (2009a) foi relatado um aporte de 1497 kg ha^{-1} de N, mas a cultura de cana de açúcar removeu uma quantidade inferior a 600 kg ha^{-1} , revelando elevado risco de lixiviação de N devido ao desequilíbrio entre remoção e aporte (SIELING; KAGE, 2006). Assim, apesar dos efeitos benéficos, frequentemente relatados devido à irrigação com EETE sobre a nutrição das plantas, a concentração desequilibrada de nutrientes e outros elementos no efluente também pode causar distúrbios nutricionais e ameaças ambientais.

A alta concentração de sódio no EETE também é uma preocupação relacionada com a aplicação no campo. Depois de alta intensidade de irrigação com EETE ao longo do ciclo da cana planta em cultivo de cana de açúcar, Leal et al. (2009b) verificaram um aumento de 8 para 18% da percentagem de sódio trocável (PST) no solo, juntamente com um aumento da percentagem de argila dispersa em água. Além dos problemas estruturais causados pelo excesso de sódio, a eficiência de utilização dos nutrientes do EETE pode ser comprometida pela sodificação do solo, exigindo a adoção de práticas adicionais para a amenização desses efeitos (PATTERSON et al., 2009). Solos afetados por sódio são frequentemente tratados com fosfogesso devido sua disponibilidade, eficiência e baixo custo (HANAY et al., 2004).

Uma vez que o gesso é uma alternativa para a viabilidade da irrigação com EETE (HALLIWELL; BARLOW; NASH, 2001) e a absorção de nutrientes pelas plantas pode ser influenciada pela interação de íons no solo (KALAVROUZOTIS et al., 2009), torna-se importante o estudo da dinâmica de nutrientes e outros elementos do solo na presença de gesso em áreas tratadas com EETE.

Espécies de plantas desempenham um papel importante na remoção de nutrientes do solo (STEWART et al., 1990; TZANAKAKIS; PARANYCHIANAKIS; ANGELAKIS, 2009). No entanto, independentemente da espécie, Tzanakakis, Paranychianakis e Angelakis, (2009) encontraram um máximo de 31 e 35% de remoção do N e P adicionado pelo efluente em uma região de alta demanda de irrigação, indicando a possibilidade de dano ambiental devido ao risco de lixiviação destes nutrientes. Portanto a remoção pelas plantas dos elementos químicos adicionados é um fator importante para a viabilidade de irrigação com EETE (TZANAKAKIS; PARANYCHIANAKIS; ANGELAKIS, 2009). Assim, com a finalidade de aumentar a eficiência de fertilizantes minerais e minimizar o transporte de nutrientes para as águas subterrâneas, os constituintes nutricionais nas águas residuais devem ser contabilizados no programa de fertilização (PATTERSON et al., 2009; SEGAL et al., 2011), sendo necessário o conhecimento da absorção e remoção de nutrientes pelas espécies de plantas em diferentes situações. Desta forma, nosso objetivo neste estudo foi o de avaliar a nutrição das plantas assim como a entrada e remoção de nutrientes por um sistema de cultivo de cana de açúcar, em situação normal e com excesso de irrigação, tratados ou não com fosfogesso.

4.2 Material e métodos

O experimento foi realizado no município de Lins, Estado de São Paulo, Brasil. Localizado a 21° 38' 56" de latitude sul, 49° 44' 43" de longitude oeste e 422 m de altitude. O solo das parcelas experimentais foi classificado com Latossolo Vermelho distrófico, textura franco argilo arenosa.

A cultura da cana de açúcar foi plantada em maio de 2005, e a colheita ocorreu nos meses de Setembro de 2006 até 2010, sendo a soca cultivada após cada colheita. A fertilização com N, P e K foi realizada a cada ano, aproximadamente um mês após a

colheita. Foi utilizada metade da dosagem de nitrogênio sugerido pelas recomendações técnicas para o Estado de São Paulo (RAIJ; CANTARELLA, 1996), sendo que $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N foram aplicados nos anos de 2009 e 2010 na forma de nitrato de amônio. Devido ao elevado teor de P no solo a fertilização com o nutriente não foi realizada no ano de 2008 e foram aplicados 13 kg ha^{-1} de P no ano de 2009 na forma de superfosfato triplo. Foram aplicados 60 kg ha^{-1} a cada ano na forma de cloreto de potássio.

Cinco tratamentos foram conduzidos de maio de 2005 a outubro de 2008: sem irrigação (WI), 100% (T100), 125% (T125), 150% (T150) e 200% (T200) da necessidade hídrica da cultura (NHC), conforme descrito por Leal et al. (2009a). O manejo da irrigação foi realizado com base na umidade crítica do solo na camada de 0-0,6 m. A cada dois dias foram realizadas leituras nos tensímetros localizados no meio das camadas de 0-0,2, 0,2-0,4 e 0,4-0,6 m dispostos no meio das parcelas irrigadas, a uma distância lateral de aproximadamente 0,2 m dos tubos gotejadores. O sistema de irrigação foi acionado sempre que o potencial matricial do solo era inferior à -40 kPa (água facilmente disponível) por um tempo calculado para elevar o potencial da água no solo para -10 kPa (umidade na capacidade de campo) no tratamento T100, e por um tempo 25, 50 e 100% superior nos tratamentos T125, T150 e T200, respectivamente. O volume de EETE aplicado foi calculado a partir da curva característica de retenção de água do solo e a tensão da água no solo nas três camadas. Em novembro de 2008 os tratamentos T125 e T200 passaram a receber 100% e 150% da NHC, respectivamente. Assim, passaram a existir oito parcelas recebendo 100% da NHC e oito parcelas recebendo 150% da NHC. Quatro destas oito parcelas em cada lâmina de irrigação receberam aplicação superficial de fosfogesso de forma aleatória, com dose suficiente para substituir todo o sódio trocável da camada de 0-0,60 m. Assim, os tratamentos tornaram-se: (i) sem irrigação (WI), (ii) irrigada com EETE com 100% de NHC (T100), (iii) irrigada com 100% da NHC mais fosfogesso (T100G), (iv) irrigada, com 150 % da NHC (T150) e (v) irrigada com 150% da NHC mais fosfogesso (T150G). Sendo a irrigação cortada no mês de agosto com propósito de acelerar o amadurecimento da cana de açúcar.

A amostragem de folhas foi realizada no mês de janeiro dos anos de 2009 e 2010, durante o período de maior taxa de crescimento das plantas de cana de açúcar. Foi tomada a primeira folha totalmente expandida de cada planta, em um total de 20 plantas por parcela. Os terços centrais das folhas, sem a nervura central, foram lavados em água deionizada, secos em estufa a 60 °C e moídos em moinho tipo Wiley com peneira de 0,85 mm.

Anteriormente à colheita, 15 plantas inteiras de cana de açúcar foram tomadas e divididas em: (i) ponteiros, composto por folhas verdes, bainha foliar e cana imatura, e (ii) colmos. Ambas as partes foram pesadas, moídas separadamente e amostradas. O caldo de cana foi extraído das amostras de colmo e ambos, suco e bagaço foram amostrados. As amostras de caldo foram mantidas congeladas e as amostras do bagaço e ponteiros foram secas em estufa a 60 °C e moídas em moinho tipo Wiley com peneira de 0,85 mm, os pesos foram tomados antes e após a secagem.

Análises de nutrientes e de sódio foram realizadas em folhas, bagaço, ponteiros e caldo. A concentração de nitrogênio foi determinada por digestão sulfúrica e o método semi-micro-Kjeldahl. As concentrações de P, K, Ca, Mg, S, Na, Zn, Fe, Mn e Cu foram determinadas por espectroscopia de plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), em extratos obtidos por digestão em ácido nítrico perclórico (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997), sendo que no ano de 2010, Cd, Cr, Ni e Pb também foram determinados no extrato nítrico perclórico. A concentração de boro foi determinada por ICP-OES após a digestão seca do material vegetal e dissolução em solução de ácido clorídrico (BATAGLIA et al., 1978).

A remoção de nutrientes (N_r) pela colheita dos colmos da cana de açúcar foi calculada pela soma do produto da concentração de nutrientes no caldo (J_c) e rendimento de caldo por hectare (J_y) e do produto da concentração de nutrientes no bagaço (B_c) e rendimento de bagaço por hectare (B_y).

$$N_r = J_c \times J_y + B_c \times B_y \quad (4.1)$$

A absorção de nutrientes (N_u) pela parte aérea da cana foi calculado pela soma do produto da concentração de nutrientes nos ponteiros (S_c) e produção de ponteiros por hectare (S_y) e N_r .

$$N_u = S_c \times S_y + N_r \quad (4.2)$$

A colheita da cana de açúcar foi realizada no mês de setembro dos anos de 2009 e 2010. O rendimento de colmos por hectare foi medido pela pesagem de todos os caules da área útil, equivalente a 126 m² por parcela.

Amostras do EETE foram coletadas a cada dois meses de setembro de 2008 a setembro de 2010 na saída do sistema de irrigação por gotejamento, e analisadas de acordo com a metodologia APHA (1999). Sendo que a quantidade total de nutrientes aplicados por irrigação (N_a) foi calculada integrando o produto da concentração de nutrientes no efluente (E_c) e o volume de EETE aplicado (V) durante o período de irrigado.

$$N_a = \int_{ii}^{if} E_c \times V \quad (4.3)$$

Amostras deformadas de solo foram coletadas em setembro de 2010 até a camada de 0,2 m de profundidade para determinação de: (i) pH em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹; (ii) H+Al extraídos em solução de Ca(CH₃-COO)₂ 0,5 mol a pH 7,0 e determinado por titulação com NaOH 0,025 mol L⁻¹; (iii) Al, Ca e Mg foram extraídos com solução KCl 1,0 mol L⁻¹. As concentrações de Al trocável foram determinadas por titulação com solução padronizada de NaOH 0,025 mol L⁻¹ e as de Ca e Mg mediante leitura por espectrometria de absorção atômica com atomização em chama (EAA-chama); (iv) Na, K e P extraídos por solução Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹), as concentrações de Na e K foram determinadas mediante leitura por espectrofotometria de emissão em chama (EEC) e de P por espectrofotometria de absorção molecular (EAM); (v) S disponível extraído por solução fosfato monocálcico 0,01 mol L⁻¹ e a determinação da concentração realizada por turbidimetria; (vi) B disponível extraído por solução 0,006 mol L⁻¹ de BaCl₂ aquecido em microonda e as determinação da concentração realizada por EAM; (vii) Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn determinados em extratos de TFSA obtidos com solução DTPA-TEA (ácido dietilenotriaminopentaacético 0,005 mol L⁻¹ + trietanolamina 0,1 mol L⁻¹ + CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹) a pH 7,3, mediante leitura por ICP-OES.

Análise de variância e teste de Tukey foi realizada para cada componente do rendimento da cana, concentração e absorção de nutrientes e outros elementos em

tecidos de cana de forma independente para cada ano usando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

4.3 Resultados e discussão

Durante o período avaliado, as chuvas se concentraram nos meses de setembro/outubro até abril de cada ano, sendo que 66 e 89% da irrigação anual nos anos de 2009 e 2010, respectivamente, foram realizadas entre os meses de abril e julho (Figura 3.1, p.37). Este não é o período de maior taxa de desenvolvimento da cana de açúcar, mas a falta de chuva levou a uma maior exigência de irrigação. Em novembro de 2009, uma quantidade significativa de irrigação foi realizada (103,5 mm) diferentemente do que ocorreu em 2010, quando a grande quantidade de precipitação acumulada (~ 600 mm de agosto a novembro) descartou a necessidade de irrigação nesse período do ano.

O EETE foi capaz de fornecer parcial ou totalmente as quantidades dos nutrientes N, P, K, cálcio (Ca), magnésio (Mg), S, ferro (Fe) e boro (B) que são teoricamente removidas por 100 Mg de caules (Tabela 4.1), sendo que grandes quantidades de Na e Cl foram também adicionados ao solo. No entanto, a irrigação com EETE não afetou o rendimento de ponteiros, caldo, bagaço ou colmos no ano de 2010 (Tabela 4.2). Sendo que estes componentes do rendimento no ano de 2009 apenas foram afetados pela irrigação se uma probabilidade em torno de 0,1 for adotada, resultando em um incremento de produtividade em ambos os tratamentos com 150% da NHC. Apesar da oferta de nutrientes e água pela irrigação com EETE, os efeitos sobre a produção agrícola foram apenas leves, o que, provavelmente, está relacionado com outros fatores de manejo, os quais resultaram em compactação do solo e falhas de brotação, conforme discutido por Blum et al. (2009). No ano de 2009, o rendimento de colmos chegou a 100 Mg ha⁻¹ em algumas parcelas irrigadas, sendo que em 2010 os rendimentos foram em torno de 60 Mg ha⁻¹.

A quantidade total de N encontrados em 95 Mg de colmos foi muito semelhante à descrita por Orlando Filho (1983). O N adicionado através da irrigação com EETE foi suficiente para suprir todo N removido pelos colmos (Tabelas 4.1 e 4.3) concordando com resultados relatados por Gomes et al. (2009). Leal et al. (2009b) relatou entradas

de N de até $\sim 800 \text{ kg ha}^{-1}$ maior do que a extração, valor muito acima do saldo de N obtidos em nossa pesquisa. Em nosso estudo, o N adicionado através do efluente não foi o suficiente sequer para suprir a absorção total de N pela parte aérea no ano de 2009, já que neste ano o total de N absorvido pela parte aérea das plantas de cana foi de cerca de 180 kg ha^{-1} para o tratamento T100 e o aporte pelo EETE foi de $\sim 100 \text{ kg ha}^{-1}$ (Tabelas 4.1 e 4.2), exigindo fertilização adicional com N ou liberação do nutriente pela matéria orgânica do solo. Apesar do aporte de N pelo efluente não ter sido suficiente para suprir a absorção total do nutriente pelas plantas, este foi de 1,4 a 4,0 vezes superiores ao total de N exportado pela cultura (Tabela 4.4). A absorção de N em 2010 foi metade da absorção de N em 2009, isto é parte devido ao maior rendimento em 2009, mas também à condição das plantas durante a colheita. Em 2010, a concentração de N na parte aérea foi muito menor, provavelmente devido à realocação de N a partir de tecidos de topo já que por ocasião da amostragem para diagnóstico nutricional a concentração de N nas folhas foi similar em ambos os anos (Tabela 4.3).

Tabela 4.1 – Concentração média de íons no efluente de estação de tratamento de esgoto, aporte de íons através da irrigação no tratamento T100 durante os anos de 2009 e 2010 e quantidade estimada de nutrientes removidos por 100 Mg de colmos

Ion	Concentração		Aporte		Remoção pelas plantas***
	2009	2010	2009	2010	
	mg L ⁻¹		Kg ha ⁻¹		
Cl ⁻	58.45(13.11)*	54.03(4.00)	263.16	242.93	
P-H ₂ PO ₄	3.19(3.48)	4.46(1.50)	15.23	17.46	11.00
N-NO ₂	0.02(0.02)	0.02(0.00)	0.09	0.10	
N-NO ₃	0.02(0.02)	0.10(0.12)	0.11	1.09	83.00
N-NH ₄	19.17(9.19)	23.95(10.56)	103.18	146.10	
Al	0.02(0.01)	0.02(0.01)	0.09	0.03	
Fe	0.11(0.05)	0.12(0.05)	0.64	0.64	1.39
K	16.68(12.24)	21.48(15.83)	109.02	152.88	78.00
Mg	1.74(0.65)	2.26(0.32)	8.67	9.94	33.00
Na	124.77(51.80)	94.86(20.98)	701.36	469.22	
S	45.65(31.42)	58.89(29.30)	176.44	244.12	26.00
B	0.12(0.01)	0.09(0.02)	0.51	0.27	0.15
Cd	<LD**	<LD	-	-	
Cr	<LD	<LD	-	-	
Cu	<LD	<LD	-	-	0.23
Mn	0.02(0.01)	0.02(0.02)	0.07	0.02	1.05
Ni	<LD	<LD	-	-	
Zn	0.01(0.01)	0.02(0.01)	0.07	0.10	0.37
Ca	7.43(0.99)	8.65(1.34)	32.37	36.90	47.00
Pb	<LD	<LD	-	-	
Si	22.82(1.98)	19.64(2.27)	102.38	77.43	

* valores entre parênteses representa o desvio padrão de seis amostragens ao longo do ano. ** Limite de detecção. *** remoção de nutrientes estimada por 100 Mg de colmos de cana de açúcar (ORLANDO FILHO, 1983).

Tabela 4.2 - Rendimento de bagaço, caldo, ponteiros e colmos de cana de açúcar nos anos de 2009 e 2010

	Caldo		Bagaço		Ponteiros		Colmos	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
	kg ha ⁻¹							
Wi	63308	50829	12176	9680	16192	5862	87236	60509
T100	62051	50730	11577	9131	14787	5942	84512	59861
T100G	62840	50722	11647	9506	16568	5802	86077	58125
T150	70063	48655	13384	9470	18009	5771	95819	60228
T150G	68633	52545	12716	9987	13621	6071	93429	62532
P	0.08	0.87	0.17	0.88	0.12	0.99	0.11	0.89
Dms*	10011	11236	2462	2592	4993	2205	14286	13434

* diferença mínima significativa pelo teste de Tukey p<0,05.

Tabela 4.3 – Concentração de Nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), Magnésio (Mg), enxofre (S) e sódio (Na) em folhas, ponteiros, bagaço e caldo de plantas de cana de açúcar, total removido através dos colmos e total absorvido pela parte aérea da cultura nos anos de 2009 e 2010

(continua)

	Folha		Ponteiro		Bagaço		Caldo		Removido		Absorvido	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
	----- mg kg ⁻¹ -----						----- kg ha ⁻¹ -----					
<i>N (18-25)*</i>												
Wi	17.24	17.56	6.30	3.21	2.71	2.23	0.48	0.50	63.1	47.6	164.9	66.2
T100	17.86	17.77	7.04	3.79	3.09	2.59	0.61	0.68	73.3	57.9	177.5	80.4
T100G	18.09	17.69	6.88	4.24	2.90	2.48	0.54	0.76	68.3	61.7	182.0	86.4
T150	18.68	17.33	7.07	3.92	3.01	2.54	0.56	0.65	80.0	55.5	209.0	78.2
T150G	18.94	18.49	8.10	4.37	3.33	2.71	0.58	0.77	81.8	67.2	192.4	93.7
P	0.02	0.02	0.06	0.12	0.03	0.17	0.10	0.03	0.10	0.09	0.34	0.01
Dms**	1.44	0.92	1.66	1.34	0.54	0.57	0.14	0.24	22.2	20.2	66.7	20.8
<i>P (1.5-3.0)</i>												
Wi	2.17	2.06	0.98	0.45	0.28	0.27	15.08	18.17	10.0	7.9	25.7	10.5
T100	2.32	2.19	1.18	0.47	0.33	0.34	13.94	16.67	11.1	10.1	28.4	12.9
T100G	2.16	2.21	1.00	0.50	0.33	0.31	14.46	17.37	10.3	9.0	26.7	11.9
T150	2.26	2.21	1.15	0.49	0.34	0.37	14.24	17.32	12.4	11.3	33.2	14.1
T150G	2.43	2.26	1.28	0.55	0.36	0.34	13.61	16.50	11.7	11.3	29.5	14.7
P	0.61	0.01	0.07	0.47	0.21	0.12	0.10	0.02	0.37	0.23	0.26	0.15
Dms	0.61	0.15	0.33	0.17	0.10	0.11	1.58	1.47	4.2	5.2	10.6	5.3
<i>K (10-16)</i>												
Wi	12.18	8.25	11.54	7.29	3.38	2.03	1.03	1.28	105.9	84.0	291.6	127.0
T100	12.75	8.72	16.13	6.48	3.32	2.11	1.15	1.47	109.4	94.5	348.6	133.4
T100G	13.07	8.34	14.03	5.84	3.57	2.12	1.05	1.33	108.3	87.8	339.3	121.0
T150	10.97	8.29	13.59	5.88	3.38	2.22	1.09	1.30	122.2	84.1	366.9	118.0
T150G	13.77	8.16	16.99	6.40	3.38	2.35	1.29	1.36	130.7	94.2	364.9	132.9
P	0.15	0.58	0.00	0.58	0.98	0.77	0.30	0.76	0.13	0.42	0.34	0.34
Dms	3.34	1.14	3.48	3.06	1.43	0.83	0.40	0.50	32.6	23.0	123.7	27.7
<i>Ca (2.0-8.0)</i>												
Wi	3.11	2.93	2.03	2.95	0.28	0.30	0.07	0.08	7.8	7.0	40.6	24.2
T100	3.06	3.17	2.81	2.75	0.31	0.29	0.10	0.11	9.9	8.0	51.8	23.8
T100G	3.16	3.55	2.63	2.65	0.35	0.32	0.09	0.10	9.7	8.4	52.9	23.4
T150	3.03	3.16	2.45	2.55	0.28	0.31	0.10	0.11	10.7	7.9	55.3	23.3
T150G	4.01	3.69	3.03	2.55	0.33	0.28	0.11	0.13	11.5	9.6	53.7	25.1
P	0.02	0.01	0.01	0.92	0.04	0.81	0.10	0.02	0.1	0.0	0.3	1.0
Dms	0.85	0.59	0.77	1.61	0.08	0.11	0.04	0.04	3.9	1.7	23.4	11.3

Tabela 4.3 – Concentração de Nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), Magnésio (Mg), enxofre (S) e sódio (Na) em folhas, ponteiros, bagaço e caldo de plantas de cana de açúcar, total removido através dos colmos e total absorvido pela parte aérea da cultura nos anos de 2009 e 2010

	Folha		Ponteiro		Bagaço		Caldo		Removido		Absorvido	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
	----- mg kg ⁻¹ -----						----- kg ha ⁻¹ -----					
<i>Mg (1.0-3.0)</i>												
Wi	1.58	1.58	1.23	1.54	0.35	0.41	0.35	0.16	26.7	12.1	46.4	21.1
T100	1.68	1.71	1.58	1.49	0.33	0.42	0.41	0.17	29.6	12.6	52.7	21.1
T100G	1.63	1.63	1.60	1.35	0.35	0.45	0.47	0.19	33.5	14.1	60.0	21.9
T150	1.85	1.73	1.68	1.23	0.38	0.41	0.48	0.19	38.2	13.0	68.5	20.3
T150G	2.05	1.65	1.75	1.33	0.33	0.37	0.48	0.20	36.6	14.5	60.9	22.5
P	0.13	0.37	0.07	0.50	0.73	0.45	0.05	0.01	0.01	0.10	0.04	0.58
Dms	0.60	0.25	0.54	0.60	0.13	0.13	0.13	0.04	9.2	2.9	20.0	4.5
<i>S (1.5-3.0)</i>												
Wi	1.39	1.89	1.00	0.97	0.27	0.40	0.18	0.16	14.6	11.8	30.8	17.5
T100	1.43	2.09	1.50	1.22	0.32	0.48	0.26	0.21	19.6	14.8	41.9	22.0
T100G	1.87	2.19	2.02	1.00	0.48	0.60	0.20	0.25	18.1	18.3	52.1	23.7
T150	1.48	2.16	1.34	1.09	0.28	0.50	0.20	0.19	17.4	14.0	41.5	20.4
T150G	2.23	2.48	2.32	1.46	0.49	0.70	0.14	0.31	15.5	23.2	48.2	32.0
P	0.00	0.00	0.00	0.17	0.01	0.00	0.54	0.00	0.82	0.00	0.18	0.00
Dms	0.42	0.16	0.83	0.64	0.20	0.15	0.22	0.08	14.6	4.3	26.5	7.0
<i>Na</i>												
Wi	2.17	1.74	1.98	2.80	1.45	1.69	1.43	1.06	108.2	70.6	136.7	87.0
T100	2.11	1.63	2.62	2.40	2.01	1.81	1.28	1.46	102.7	88.8	140.3	102.7
T100G	2.11	1.61	2.11	2.42	1.77	1.63	1.28	1.73	102.1	104.1	141.3	118.3
T150	1.92	1.70	2.24	1.96	2.26	1.74	1.13	2.04	110.0	125.2	149.7	140.2
T150G	2.30	1.69	2.81	2.44	2.51	1.84	1.29	2.29	119.9	130.0	158.8	141.1
P	0.28	0.97	0.05	0.65	0.41	0.57	0.59	0.18	0.69	0.20	0.68	0.29
Dms	0.52	0.65	0.86	1.67	1.79	0.44	0.56	1.39	42.7	79.3	52.5	76.5

* Valores entre parênteses são a faixa de concentração ótima em folhas de cana de açúcar (RAIJ; CANTARELLA, 1996). ** diferença mínima significativa pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$.

No tratamento WI a concentração de nitrogênio nas folhas foi abaixo da faixa ideal descrita por van Raij e Cantarella, (1996); essa deficiência de nitrogênio foi devido à fertilização abaixo da recomendada, realizada com a finalidade de verificar a capacidade do fornecimento de N através da irrigação com EETE, o que foi parcialmente confirmada, já que quase todos os tratamentos irrigados apresentaram concentrações mais próximas ou dentro da faixa de concentração considerada ideal (Tabela 4.3). Os efeitos da irrigação sobre a absorção N pelas plantas parecem ser

mais pronunciados na presença do fosfogesso e principalmente no tratamento com irrigação com 150% da NHC. O papel do gesso na nutrição e absorção de N está provavelmente relacionado com o fornecimento de S, pois estudos com cana de açúcar (BOLOGNA-CAMPBELL, 2007) e outras gramíneas (KALMBACHER et al., 2005; DE BONA; MONTEIRO, 2010) demonstraram o aumento da absorção de N pelas plantas, devido a fertilização com S. De Bona e Monteiro (2010) relataram a fertilização com relação N:S de 10:1 como a relação ideal para promover o crescimento do capim Marandu e absorção mais eficiente de N.

A concentração de enxofre nas folhas foi afetada pela irrigação e tratamentos de gesso (Tabela 4.3). No ano de 2009 não houve diferença na concentração de S nas folhas entre tratamentos apenas irrigados e W_i , mas nos tratamentos com adição de gesso a concentração de S foi maior que nos outros. O efluente utilizado em nosso estudo teve uma relação N:S de 10:4. Nesta relação, a proporção de S é muito maior do que a proporção ideal relatada por De Bona e Monteiro (2010) e as entradas totais de S no sistema via irrigação foi pelo menos três vezes maior do que a absorção total da planta (Tabela 4.4). No entanto, as concentrações de S nas folhas, no ano de 2009 foram abaixo da faixa ideal descrita por Rajj e Canatarella (1996) nos tratamentos sem gesso. Este resultado mostrou a irrigação com EETE não foi eficiente no fornecimento de S às plantas e, conseqüentemente, não favoreceu a absorção de N, concordando com os resultados obtidos por Pereira et al. (2011b). A rápida lixiviação do S, que foi verificada pela análise de solo (Tabela 4.5), provavelmente foi a razão para a ausência de efeito da irrigação com EETE sobre a concentração de S nas folhas. Mesmo que a aplicação de gesso não tenha promovido um aumento da produtividade, ela colaborou para a absorção de N, diminuindo o saldo de N devido à irrigação, e conseqüentemente diminuindo o risco de lixiviação. No entanto, por outro lado acrescentou quantidades excessivas de S no sistema, favorecendo as perdas do mesmo. No ano de 2010 a concentração S nas folhas foi aumentada como resultado da irrigação principalmente nos tratamentos com aplicação de fosfogesso, e resultou também em aumentos na absorção e exportação de S. No entanto, nesta safra a concentração de S nas folhas, mesmo no tratamento sem irrigação, manteve-se em valores dentro da faixa ideal. Esse resultado deveu-se à baixa produtividade nesse ano, diminuindo a exigência de

S, sendo o solo capaz de fornecer todo o S necessário para o desenvolvimento das plantas, visto que a nutrição com S foi satisfatória mesmo sem a adição do nutriente ao sistema (Tabela 4.3).

Tabela 4.4 - Balanço e relação entre aporte de macronutrientes e sódio através da irrigação com EETE e remoção pelos colmos e absorção pela parte aérea da cana de açúcar

Tratamento	Removido		Absorção	
	2009	2010	2009	2010
N				
T100	30.1(1.4)*	89.4(2.5)	-74.2(0.6)	66.9(1.8)
T100G	35.1(1.5)	85.6(2.4)	-78.7(0.6)	60.9(1.7)
T150	75.1(1.9)	165.5(4.0)	-53.9(0.7)	142.8(2.8)
T150G	73.3(1.9)	153.8(3.3)	-37.3(0.8)	127.3(2.4)
P				
T100	4.2(1.4)	7.3(1.7)	-13.2(0.5)	4.6(1.4)
T100G	5.0(1.5)	8.4(1.9)	-11.5(0.6)	5.6(1.5)
T150	10.4(1.8)	14.9(2.3)	-10.3(0.7)	12.1(1.9)
T150G	11.1(2.0)	14.9(2.3)	-6.7(0.8)	11.5(1.8)
K				
T100	-0.4(1.0)	58.3(1.6)	-239.6(0.3)	19.5(1.1)
T100G	0.7(1.0)	65.1(1.7)	-230.3(0.3)	31.8(1.3)
T150	41.4(1.3)	145.2(2.7)	-203.4(0.4)	111.3(1.9)
T150G	32.9(1.3)	135.1(2.4)	-201.4(0.4)	96.4(1.7)
Ca				
T100	22.5(3.3)	28.9(4.6)	-19.4(0.6)	13.1(1.5)
T100G	417.7(44.1)	423.5(51.7)	-20.5(0.6)	13.5(1.6)
T150	37.8(4.5)	47.4(7.0)	-6.8(0.9)	32.0(2.4)
T150G	432.1(38.7)	440.7(46.8)	-5.2(0.9)	30.2(2.2)
Mg				
T100	-20.9(0.3)	-2.7(0.8)	-44.0(0.2)	-11.2(0.5)
T100G	-24.8(0.3)	-4.2(0.7)	-51.4(0.1)	-12.0(0.5)
T150	-25.2(0.3)	1.9(1.1)	-55.5(0.2)	-5.4(0.7)
T150G	-23.6(0.4)	0.4(1.0)	-47.9(0.2)	-7.6(0.7)
S				
T100	156.9(9.0)	229.3(16.5)	134.6(4.2)	222.1(11.1)
T100G	474.3(27.1)	541.8(30.6)	124.4(3.4)	220.4(10.3)
T150	247.3(15.2)	352.2(26.2)	223.2(6.4)	345.8(18.0)
T150G	565.2(37.6)	659(29.4)	216.5(5.5)	334.2(11.4)
Na				
T100	598.6(6.8)	380.4(5.3)	561.1(5.0)	366.6(4.6)
T100G	593.1(6.5)	365.1(4.5)	560.1(5.0)	350.9(4.0)
T150	942.1(9.6)	578.6(5.6)	902.4(7.0)	563.7(5.0)
T150G	932.2(8.8)	573.8(5.4)	893.2(6.6)	562.7(5.0)

* valores entre parênteses são a relação aporte/remoção ou aporte/extração de nutrientes e sódio.

A concentração de fósforo nas folhas foi dentro da faixa ideal descrita por Raij e Cantarella (1996) sendo que a irrigação com EETE não afetou a nutrição fosfatada em 2009 e aumentou a concentração de P nas folhas em 2010 (Tabela 4.3). Normalmente os EETEs contêm P em sua constituição, assim, o aumento da concentração de P no solo (MANDAL et al., 2008; TZANAKAKIS et al., 2011) com reflexo sobre a nutrição das plantas (GOMES et al., 2009, SEGAL et al., 2011) são frequentemente relatados em estudos relacionados à irrigação com EETE. Na safra de 2009 a concentração de P no solo foi considerada alta em todas as parcelas, assim, a ausência de efeito da irrigação com EETE, provavelmente, foi devido o fornecimento adequado de P pelo solo. Em 2010, os níveis de P disponível no solo diminuíram devido à extração pela cultura ou adsorção coloidal, neste momento a concentração de P no solo foi classificada como baixa (Tabela 4.5) fazendo com que o P fornecido pela irrigação se tornasse importante para a nutrição das plantas.

Tabela 4.5– Propriedades químicas do solo na camada de 0-0.2 m em setembro de 2010

Tratamento	pH	Al	Ca	Mg	K	Na	v
	CaCl ₂	----- mmol.kg ⁻¹ -----					%
0	4.50	1.50	8.8	3.22	1.17	0.33	33.1
100	4.98	0.60	12.9	6.15	1.21	1.42	49.7
100g	4.77	0.64	12.9	4.22	1.19	1.05	48.9
150	5.10	0.25	12.0	5.18	1.16	2.44	52.3
150g	5.08	0.36	14.3	5.34	1.09	1.95	52.5
	P	S	Cu	Fe	Zn	Mn	B
	----- mg kg ⁻¹ -----						
0	14.8	6.65	0.75	62.9	1.79	5.67	0.26
100	14.3	6.66	0.52	52.0	1.37	6.76	0.27
100g	11.3	9.90	0.38	42.1	0.71	5.67	0.23
150	11.5	7.51	0.49	40.6	1.03	5.46	0.31
150g	11.8	9.75	0.52	37.0	1.24	6.16	0.31

A mesma tendência que ocorreu com a concentração N nos ponteiros da planta se repetiu para o P, cerca do dobro da concentração foi encontrada nos ponteiros no ano de 2009, que resultou na absorção de P muito superior neste ano. A quantidade total de P removida pelos colmos ou absorvida pela parte aérea das plantas não se alterou devido à irrigação com EETE, apesar de em anos alternados mudanças na

concentração na parte aérea e suco tenha ocorrido. O aporte total de P via irrigação foi de $\sim 16 \text{ kg ha}^{-1}$ por ano e a absorção total pela parte aérea da planta foi em média de 29 e 13 kg ha^{-1} , para os anos de 2009 e 2010, respectivamente. Assim, a eficácia do fornecimento de P pela irrigação TSE foi confirmada devida o aumento da concentração de P nas folhas, e os riscos ambientais devido ao excesso da aplicação de P foram descartados já que a absorção de P pelas plantas foi semelhante à quantidade aportada, risco esse que ainda é diminuído devido à alta capacidade de adsorção de P pelos solos tropicais (BRENNAN et al., 1994; FONTES; WEED, 1996).

O fornecimento de K através da irrigação com EETE foi o suficiente para repor todo o K exportado pelos colmos em ambos os anos, mas não foi o suficiente para suprir toda a extração pela parte aérea das plantas (Tabelas 4.1 e 4.3). No entanto, a absorção total de K não tem importância tão grande para o manejo da adubação da cultura uma vez que o K é facilmente liberado a partir da biomassa, tornando-se disponível para a próxima safra (CALONEGO; FOLONI; ROSOLEM, 2005). A melhoria da nutrição com potássio em resposta à irrigação com EETE é esperada, pois este é encontrado na composição de EETEs, principalmente na forma inorgânica K^+ (PEREIRA et al., 2011b), portanto, prontamente disponível para as plantas, e além disso, o incremento do pH do solo devido à irrigação com EETE aumenta a disponibilidade de K às plantas (ARIENZO et al., 2009). No entanto, a nutrição de K não foi beneficiada pela irrigação, tendo mesmo sido encontrados níveis deficientes de K nas folhas de cana no ano de 2010 (Tabela 4.3). Essa ausência de efeito provavelmente deve-se à rápida lixiviação do K, proveniente do EETE, pois não foram observadas alterações no teor de K na camada superficial do solo após 5 anos do início da irrigação (Tabela 4.5). Outro fato que pode ter inibido o efeito do efluente é que tanto a alta concentração de Na (NAIDU; RENGASAMY, 1993), quanto a de Ca (KAHN; HANSON, 1957) no solo são reportadas como prejudiciais para a absorção de K pelas plantas. Assim nas parcelas irrigadas com ou sem adição de fosfogesso, o excesso de Na^+ ou Ca^{2+} na solução do solo inibiriam a adequada absorção de K pela planta. O único efeito sobre a concentração de K foi verificada nos ponteiros, onde todos os tratamentos irrigados causaram aumento nos níveis de K. A concentração de K nas folhas, ponteiros e suco foi maior no ano de 2009 do que em 2010, que resultou

em uma exportação maior de K no primeiro ano. Apesar de o EETE ser uma fonte de K, a diminuição da absorção do nutriente devido à irrigação com esse resíduo também é relatado (PEREIRA et al., 2011b) atribuindo este resultado às interações entre a absorção de K com as concentrações de Na^+ ou NH_4^+ .

Diferentemente do que ocorreu com N, P e K, as concentrações de Ca e S nos ponteiros foram semelhantes em ambos os anos avaliados (Tabela 4.3). Os nutrientes N, P e K são considerados móveis no floema e Ca e S são considerados imóveis (TAIZ; ZEIGER, 2004), portanto, esse resultado conduz à conclusão de remobilização de N, P e K, no ano de 2010, apesar de a colheita ser realizada no mesmo período do ano e em condições muito semelhantes de clima e de irrigação (Figura 3.1, p. 37). No entanto, os micronutrientes Zn, Cu, Fe, Mn e B são considerados imóveis e também tiveram menor concentração nos ponteiros no ano de 2010 (Tabela 4.6).

A aplicação de gesso promoveu aumento da concentração de Ca nas folhas, quando associado à irrigação na dose de 150% da NHC (Tabela 4.3). Houve também um aumento da concentração de Ca no caldo, bagaço e ponteiros no tratamento T150G em anos alternados, resultando em um aumento de remoção de Ca pelos colmos. O aumento da absorção de Ca como resultado da irrigação com EETE foi também relatado por Pereira et al. (2011a) em plantas cítricas, sendo seu resultado relacionado com o fornecimento de Ca pelo EETE e aumento do pH do solo. No ano de 2009, a irrigação com EETE aumentou a concentração de Mg na parte aérea e caldo que resultou em aumento da absorção e remoção de Mg principalmente nos tratamentos irrigado com 150% da NHC. O EETE é uma fonte de Ca e Mg, a entrada total de ~ 34 e $\sim 10 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente, é capaz de fornecer totalmente ou pelo menos parte da extração desses nutrientes pelas plantas (Tabela 4.4), podendo inclusive incrementar a disponibilidade destes íons no solo em estudos a longo prazo (RANA; DHANKHAR; CHHIKARA, 2010). Além disso, o efeito da irrigação sobre o Ca e Mg na nutrição e absorção pelas plantas também estão provavelmente relacionados com outros fatores como abastecimento de água e correção da acidez do solo. As concentrações de Ca e Mg nas folhas durante os dois anos foram dentro da faixa ótima para o desenvolvimento das plantas (RAIJ; CANTARELLA, 1996).

Tabela 4.6– Concentração de zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e boro (B) em folhas, ponteiros, bagaço e caldo de plantas de cana de açúcar, remoção total através dos colmos e absorção pela parte aérea nos anos de 2009 e 2010

	Folha		Ponteiro		Bagaço		Caldo		Removido		Absorvido	
	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010	2009	2010
Zn (10-15)												
Wi	17.08	10.35	22.15	12.77	10.78	6.81	1.78	1.49	243.0	139.6	595.9	214.3
T100	15.73	9.86	23.63	12.35	8.80	7.02	1.55	1.41	196.8	136.7	546.0	211.6
T100G	16.55	9.78	18.40	10.41	7.58	6.75	1.57	1.35	186.5	131.4	489.5	191.2
T150	17.18	10.19	20.48	11.20	9.78	8.63	1.66	2.03	247.8	179.8	620.7	245.0
T150G	17.00	9.78	23.80	12.15	10.10	6.99	1.58	1.93	236.4	170.6	566.8	244.2
P	0.84	0.75	0.19	0.64	0.26	0.87	0.90	0.20	0.16	0.31	0.54	0.57
Dms*	4.55	1.71	7.58	5.36	4.55	6.39	0.86	1.07	90.8	85.6	251.5	119.0
Cu (6-15)												
Wi	6.70	4.61	4.70	1.67	2.20	1.60	1.80	0.25	139.8	28.3	213.6	37.9
T100	6.98	4.30	3.80	1.82	2.25	1.55	1.36	0.26	110.5	27.6	167.0	38.5
T100G	7.08	4.24	4.18	1.73	2.25	1.68	1.86	0.28	141.2	30.0	209.3	40.1
T150	6.20	4.18	3.58	1.51	2.10	1.41	1.36	0.27	126.5	27.4	190.7	36.1
T150G	7.58	4.16	4.70	1.70	2.13	1.72	1.54	0.29	133.0	32.7	197.9	43.0
P	0.14	0.43	0.61	0.36	1.00	0.82	0.77	0.37	0.88	0.58	0.70	0.43
Dms	1.56	0.82	2.76	0.46	1.65	0.90	1.60	0.07	106.0	11.6	111.9	11.5
Fe (40-250)												
Wi	54.85	56.80	187.83	129.97	79.38	33.16	6.08	4.30	1328.4	534.7	4361.1	1297.4
T100	56.75	53.17	206.55	113.19	78.93	32.92	6.21	4.12	1301.3	514.0	4359.0	1179.6
T100G	58.15	55.68	227.60	111.55	62.13	32.80	6.08	3.88	1079.0	509.2	4788.4	1154.3
T150	53.98	51.65	200.33	115.36	70.38	32.27	6.08	5.27	1385.4	571.6	5076.4	1256.6
T150G	72.73	52.93	216.73	127.61	52.43	39.28	4.99	4.02	1009.2	604.9	4026.4	1380.4
P	0.21	0.29	0.51	0.48	0.47	0.68	0.71	0.53	0.40	0.73	0.50	0.47
Dms	26.28	8.08	73.83	40.36	53.44	17.17	3.09	2.75	714.3	256.0	1961.3	422.4
Mn (25-250)												
Wi	58.25	57.21	96.03	43.39	17.25	11.53	9.29	5.75	799.8	405.8	2358.6	660.4
T100	49.68	53.34	81.38	45.54	10.88	14.14	5.21	4.93	444.2	380.2	1686.8	653.4
T100G	60.15	56.04	94.08	44.72	13.25	12.61	7.55	4.86	642.7	367.1	2273.2	626.5
T150	39.00	52.03	59.65	46.68	8.48	14.25	3.69	4.48	378.7	353.7	1446.1	621.2
T150G	59.93	53.83	83.80	44.21	10.38	12.53	4.51	5.49	435.3	410.2	1553.6	679.0
P	0.12	0.02	0.24	0.47	0.03	0.50	0.22	0.15	0.2	0.6	0.2	0.9
Dms	27.37	4.61	52.08	5.86	7.69	5.57	8.04	1.61	601.6	123.8	1448.7	190.1
B (10-30)												
Wi	9.54	6.57	4.93	5.74	1.79	2.71	0.04	0.02	24.4	27.4	104.0	60.8
T100	10.41	7.27	4.98	6.67	2.11	2.92	0.04	0.02	27.1	27.5	99.7	67.1
T100G	8.18	6.77	4.61	6.04	2.33	2.76	0.04	0.02	29.8	27.1	105.9	62.4
T150	8.13	6.89	3.52	6.86	1.52	2.73	0.03	0.02	22.7	27.3	86.0	66.6
T150G	13.39	6.91	5.31	6.40	1.18	2.79	0.04	0.02	17.7	28.9	91.5	67.8
P	0.01	0.30	0.62	0.24	0.46	0.76	0.64	0.64	0.67	0.98	0.92	0.77
Dms	4.18	0.98	3.76	1.63	2.10	0.57	0.02	0.01	26.8	10.7	79.9	20.9

* diferença mínima significativa pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$.

Tabela 4 .7- Balanço e relação entre aporte de micronutrientes através da irrigação com EETE e remoção pelos colmos e absorção pela parte aérea da cana de açúcar

	Removido		Absorção	
	2009	2010	2009	2010
	----- g ha ⁻¹ -----			
Fe				
T101	-661.3(0.5)*	126.0(1.2)	-3719.0(0.1)	-539.6(0.5)
T100G	-439.0(0.6)	130.8(1.3)	-4148.4(0.1)	-514.3(0.6)
T151	-425.4(0.7)	388.4(1.7)	-4116.4(0.2)	-296.6(0.8)
T150G	-49.2(1.0)	355.1(1.6)	-3066.4(0.2)	-420.4(0.7)
Mn				
T201	-374.2(0.2)	-360.2(0.1)	-1616.8(0.0)	-633.4(0.0)
T100G	-572.7(0.1)	-347.1(0.1)	-2203.2(0.0)	-606.5(0.0)
T251	-273.7(0.3)	-323.7(0.1)	-1341.1(0.1)	-591.2(0.0)
T150G	-330.3(0.2)	-380.2(0.1)	-1448.6(0.1)	-649.0(0.0)
Zn				
T202	-126.8(0.4)	-36.7(0.7)	-476.0(0.1)	-111.6(0.5)
T100G	-116.5(0.4)	-31.4(0.8)	-419.5(0.1)	-91.2(0.5)
T252	-142.8(0.4)	-29.8(0.8)	-515.7(0.2)	-95.0(0.6)
T150G	-131.4(0.4)	-20.6(0.9)	-461.8(0.2)	-94.2(0.6)
B				
T200	482.9(18.8)	242.5(9.8)	410.3(5.1)	202.9(4.0)
T100G	480.2(17.1)	242.9(10.0)	404.1(4.8)	207.6(4.3)
T250	742.3(33.8)	377.7(14.8)	679.0(8.9)	338.4(6.1)
T150G	747.3(43.2)	376.1(14.0)	673.5(8.4)	337.2(6.0)

*valores entre parênteses são a relação aporte:remoção ou aporte:absorção de micronutrientes

Além do efeito osmótico do Na⁺ trocável do solo que pode inibir a absorção de nutrientes em geral, a alta concentração de Na⁺ pode afetar a absorção de alguns nutrientes específicos. Pois desequilíbrios entre a concentração de Na e outros cátions como K, Ca e Mg no solo leva ao aumento da absorção de Na em detrimento dos nutrientes causando desordens nutricional para as plantas (NAIDU; RENGASAMY, 1993). O acúmulo de sódio nas folhas é freqüentemente relatado como resultado da irrigação com EETE (PEREIRA et al., 2011b), mas em nossa pesquisa o enriquecimento de Na nos tecidos não foi verificada nem mesmo no pior cenário (Tabela 4.3). Assim, a razão Ca:Mg:K:Na de 4.0:1.8:0.3:1.0, com a concentração de Na de 3 mmol_ckg⁻¹ e PST de 8% encontrados na camada de 0-0,6 no ano de 2010 não causou desequilíbrio nutricional nas plantas de cana de açúcar. Este resultado está de certa forma de acordo com Naidu e Rengasamy (1993), que descrevem os efeitos de Na nas plantas em concentrações tão baixas quanto 5 mmol_ckg⁻¹, mas com menor

concentração de outros cátions. A remoção média de sódio pela cana foi de 106 kg ha⁻¹ (Tabela 4.3), resultando em um desequilíbrio entre a entrada e remoção de Na (Tabela 4.4). O baixo acúmulo de Na na planta somado à baixa retenção de Na no solo, resulta em grandes perdas de sódio para o subsolo em áreas irrigadas com efluente ricos em Na (STEWART et al., 1990).

As concentrações dos micronutrientes Cu, Fe e Zn nos tecidos vegetais não foram afetadas pela irrigação ou aplicação de gesso (Tabela 4.6). De acordo com os resultados obtidos por Gomes et al. (2009), as quantidades de Cu, Fe, Zn e Mn fornecidas pelo efluente é capaz de atender no máximo 20% da demanda de nutrientes das plantas de cana de açúcar. Em nosso estudo, a irrigação com EETE forneceu até 90 e 170% do Zn e Fe removidos pelos colmos, respectivamente (Tabela 4.7). No entanto, a disponibilidade e a utilização de Zn e Fe para as plantas é negativamente correlacionada com o pH do solo, que foi maior nas parcelas irrigadas TSE (Tabela 4.5). Assim, parece ter ocorrido um contrabalanço desses efeitos, pois apesar do fornecimento de Zn e Fe e aumento de pH devido ao efluente, não houve efeitos, sejam eles positivos ou negativos sobre a absorção destes nutrientes. Aumentos de absorção de micronutrientes, como resultado de irrigação TSE são relatados, porém na maioria dos casos associada a uma diminuição do pH do solo (KIZOLOGLU et al., 2008; PEREIRA et al., 2011a). A irrigação de efluentes foi capaz de fornecer entre ~ 10% e 30 do Mn removido pelos colmos da cana (Tabela 4.7), concordando com os valores relatados por Gomes et al. (2009). No entanto, em geral, houve redução na concentração de Mn nos tecidos foliares e nos colmos da cana de açúcar nas parcelas irrigadas, resultando em uma redução da captação e remoção de Mn (Tabela 4.6), que provavelmente está relacionado com o aumento do pH, concordando com os resultados obtidos por Pereira et al. (2011b). Contrariamente a este resultado, Pereira et al. (2011a) relatou um aumento de Mn nas folhas de citros utilizando água residuária tratada com concentrações de Mn ainda menor do que o utilizado em nosso experimento, mas no seu caso a irrigação TSE resultou em diminuição do pH do solo, aumentando a disponibilidade do solo e absorção pelas plantas de Mn.

O B foi fornecido por meio da irrigação com EETE em quantidades suficientes para atender a absorção total das plantas de cana de açúcar, na verdade, a quantidade

de boro adicionado foi em média cinco vezes a quantidade de absorvida desse nutriente (Tabela 4.7). No entanto, a absorção de boro não foi afetada pela irrigação com EETE (Tabela 4.6). Apesar do elevado aporte do nutriente pelo EETE e do aumento de pH, que também contribui para a disponibilidade de boro, os níveis de boro em folhas das plantas de cana de açúcar, em geral, foram abaixo da faixa de concentração ideal. O elevado fornecimento de boro pela irrigação com EETE também foi relatado por Pereira et al. (2011a), mas no seu caso o B aplicado resultou em incremento de absorção pelas plantas para níveis que poderiam chegar a níveis tóxicos em aplicações de longo prazo. Embora o excesso de B em águas residuais seja uma preocupação, efeitos tóxicos de boro em plantas cítricas não foram observados, até mesmo em um experimento usando concentrado de águas residuais dez vezes mais em boro do que no EETE utilizado na presente pesquisa (PEDRERO; ALARCÓN, 2009).

As concentrações de Cd, Cr, Cu, Pb e Ni ficaram abaixo do limite detectável no EETE ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$) e em todos os tecidos da planta ($<0,5 \text{ mg kg}^{-1}$). O cromo também não foi detectável em folhas, brotos e caldo, e a irrigação com EETE reduziu a concentração de Cr no bagaço (probabilidade = 0,03) de $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ no tratamento Wi para uma média de $0,77 \text{ mg kg}$ nos tratamentos irrigados. Pereira et al. (2011b) também relataram diminuição de Cr nas folhas de citros, provavelmente como resultado do aumento de pH pela irrigação com EETE. Aumentos de absorção de metais pesados como resultado da irrigação com EETE também são frequentemente relatados (KALAVROUZOTIS et al., 2008; KIZILOGLU et al., 2008; SINGH et al., 2009), mas nesses casos sempre relacionados à presença do metal pesado no EETE ou à diminuição do pH do solo.

4.4 Conclusões

A absorção e nutrição de nitrogênio pelas plantas foram beneficiadas pelo gesso associado à irrigação com EETE, provavelmente devido à interação positiva entre o fornecimento de N pelo EETE e o S do gesso. No entanto, a remoção de N do sistema foi mais associada com a produção de massa vegetal.

O EETE foi uma importante fonte de fósforo para a nutrição das plantas e seus riscos ambientais de lixiviação foram descartados devido à oferta equilibrada do nutriente.

Embora o K e S sejam fornecidos pela irrigação com EETE em quantidades suficientes para atender a demanda da cultura, a irrigação com EETE não melhorou a nutrição em relação a estes nutrientes mesmo em situações de deficiência. Sendo o rápido movimento desses nutrientes no solo ou a interação com outros íons as possíveis causas da ausência de efeito.

A nutrição com Fe, Zn e Mn não foi relacionada ao fornecimento desses micronutrientes pelo EETE, mas sim ao aumento do pH do solo que é associado à diminuição da disponibilidade desses nutrientes.

Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18th ed. Washington, 1992. 70 p.

ARIENZO, M.; CHRISTEN, E.W.; QUAYLE, W.; KUMAR, A. A review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 164, p. 415-422, 2009.

BATAGLIA, O.C.; FURLANI, A.M.C.; TEIXEIRA, J.P.F.; FURLANI, P.R.; GALLO, J.R. **Métodos de análise química de plantas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1978. 48 p. (IAC. Boletim Técnico, 78).

BLUM, J.; LEAL, R.M.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Critical influence of management for an effluent sustainable agricultural use: a study case with sugarcane in Lins-SP. **Revista DAE**, São Paulo, n. 180, p. 61-66, 2009.

BOLOGNA-CAMPBELL, I. **Balço de nitrogênio e enxofre no sistema solo-cana de açúcar no ciclo de cana-planta**. 2007. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-12042007-162640/>>. Acesso em: 01 dez. 2011.

BOND, W.J. Effluent irrigation: an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 36, p. 543-555, 1998.

BRENNAN, R.F.; BOLLAND, M.D. A.; FEFFERY, R.C.; ALLEN, D.G. Phosphorus adsorption by a range of Western Australian soils related to soil properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 25, p. 2785-2795, 1994.

CALONEGO, J.C.; FOLONI, J.S.S.; ROSOLEM, C.A. Lixiviação de potássio da palha de plantas de cobertura em diferentes estádios de senescência após dessecação química. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 99-108, 2005.

DE BONA, F.D.; MONTEIRO, F.A. Nitrogen and sulfur fertilization and dynamics in a Brazilian entisol under pasture. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 74, n. 4, p. 1248-1258, 2010.

DEON, M.D.; GOMES, T.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R.; SILVA, E. Produtividade e qualidade da cana de açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, p. 1149-1156, 2010.

FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 36, p. 1965-1981, 2005.

FONSECA, A.F.; MELFI, A.J.; MONTEIRO, F.A.; MONTES, C.R.; ALMEIDA, V.V.; HERPIN, U. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 87, p. 328-336, 2007.

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 37-51, 1996.

GOMES, T.M.; MELFI, A.J.; MONTES, C.R.; SILVA, E.; SUNDEFELD JUNIOR, G.C.; DEON, M.D.; PIVELI, R.P. Nutrients input and nutritional state of sugarcane irrigated with disinfected and non-disinfected treated sewage effluent. (Aporte de nutrientes e estado nutricional da cana de açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto com e sem desinfecção). **Revista DAE**, São Paulo, n. 180, p. 19-25, 2009.

HALLIWELL, D.J.; BARLOW, K.; NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems, **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 39, p. 1259-1267, 2001.

HANAY, A.; BUYUKSONMEZ, F.; KIZILOGLU, F. M.; CANBOLAT, M.Y. Reclamation of saline-sodic soils with gypsum and MSW compost. **Compost Science & Utilization**, Emmaus, v. 12, n. 2, p. 175-179, 2004.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T.V.; FONSECA, A.F.; MONTES, C.R.; MENDONÇA, F.C.; PIVELI, R.P.; BREULMANN, G.; FORTI, M.C.; MELFI, A.J. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation: a pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 89, p. 105-115, 2007.

KALAVROUZOTIS, I.K.; KOUKOULAKIS, P.H.; SAKELLARIOU-MAKRANTONAKI, M.; PAPANIKOLAOU, C. Effects of treated municipal wastewater on the essential nutrients interactions in the plant of *Brassica oleracea* var. Italica. **Desalination**, Amsterdam, v. 242, p. 297–312, 2009.

KALAVROUZOTIS, I.K.; ROBOLAS, P.; KOUKOULAKIS, P.H.; PAPADOPOULOS, A.H. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. Italica, and *B. oleracea* var. Gemmifera. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, p. 419-426, 2008.

KAHN, J.S.; HANSON, J.B. The effect of calcium on potassium accumulation in corn and soybean roots. **Plant Physiology**, Rockville, v. 32, p. 312-316, 1957.

KALMBACHER, R.S.; EZENWA, I.V.; ARTHINGTON, J.D.; MARTIN, F.G. Sulfur fertilization of bahiagrass with varying levels of nitrogen fertilization on a Florida Spodosol. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 661-667, 2005.

KIZILOGLU, F.M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 95, p. 716-724, 2008.

LEAL, R.M.P.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J.; PIEDADE, S.M.S. Soil Exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009a.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 309-316, 2009b.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MANDAL, U.K.; WARRINGTON, D.N.; BHARDWAJ, A.K.; BAR-TAL, A.; KAUTSKY, L.; MINZ, D.; LEVY, G.J. Evaluating impact of irrigation water quality on a calcareous clay soil using principal component analysis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 144, p. 189-197, 2008.

NAIDU, R.; RENGASAMY, P. Ion Interactions and constraints to plant nutrition in Australian sodic soils. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 31, p. 801-819, 1993.

ORLANDO FILHO, J. **Nutrição e adubação da cana de açúcar no Brasil**. Piracicaba: PLANALSUCAR, 1983. 369 p. (Coleção Planalsucar).

PARANYCHIANAKIS, N.V.; ANGELAKIS, A.N.; LEVERENZ, H.; TCHOBANOGLOUS, G. Treatment of wastewater with slow rate systems: a review of treatment processes and plant functions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Philadelphia, v. 36, p. 187-259, 2006.

PATTERSON, S.J.; CHANASYK, D.S.; NAETH, M.A.; MAPFUMO, E. Effluent effects on the nutrient concentrations and growth of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and hybrid poplar (*Populus deltoides* *P. petrowskyana* L.). **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 89, p. 223-234, 2009.

PEDRERO, F.; ALARCÓN, J.J. Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. **Desalination**, Amsterdam, v. 246, p. 631-639, 2009.

PEREIRA, B.F.F.; HE, Z.L.; STOFFELLA, P.J.; MELFI, A.J. Reclaimed wastewater: effects on citrus nutrition. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 98, p. 1828-1833, 2011a.

PEREIRA, B.F.F.; HE, Z.L.; SILVA, M.S.; HERPIN, U.; NOGUEIRA, S.F.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Reclaimed wastewater: impact n soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 192, p. 54-61, 2011b.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2010.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H. Outras culturas industriais. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996. cap. 22, p. 233-243.

RANA, L.; DHANKHAR, R.; CHHIKARA, S. Soil characteristics affected by long term application of sewage wastewater. **International Journal of Environmental Research**, Tehran, v. 4, n. 3, p. 513-518, 2010.

SEGAL, E.; DAG, A.; BEM-GAL, A.; ZIPORI, I.; EREL, R.; SURYANO, S.; YERMIYAHU, U. Olive orchard irrigation with reclaimed wastewater: agronomic and environmental considerations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 140, p. 454-461, 2011.

SELING, K.; KAGE, H. N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 115, p. 261-269, 2006.

SINGH, A.; SHARMA, R.K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Effects of wastewater irrigation on physicochemical properties of soil and availability of heavy metals in soil and vegetables. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 40, p. 3469-3490, 2009.

STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLIN N,D.W.; HILLMAN, T.J. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. **Environmental Pollution**, Killington, v. 63, p. 155-177, 1990.

STATISTICAL ABSTRACT OF ISRAEL **Water production and consumption**. Central Bureau of Statistics. nº 62, 2011. Disponível em: <http://www.cbs.gov.il/reader/shnaton/templ_shnaton_e.html?num_tab=st21_05&CYear=2011>. Acesso em: 20 nov. 2011.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TUCCI, C.E.M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O.M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 156 p.

TZANAKAKIS, V.A.; PARANYCHIANAKIS, N.V.; ANGELAKIS, A.N. Nutrient removal and biomass production in land treatment systems receiving domestic effluent. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 35, p. 1485-1492, 2009.

TZANAKAKIS, V.A.; PARANYCHIANAKIS, N.V.; LONDRA, P.A.; ANGELAKIS, A.N. Effluent application to the land: changes in soil properties and treatment potential. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 37, p. 1757-1764, 2011.

5 LIXIVIAÇÃO DE NITROGENIO E FÓSFORO EM CANA DE CANA DE AÇÚCAR IRRIGADA COM EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Resumo

Há uma grande preocupação quanto à contaminação das águas subterrâneas com nitrogênio e fósforo provenientes de fertilizantes e outros resíduos antropogênicos. O uso de efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE) para a irrigação pode evitar o uso de fertilizantes minerais e sincronizar oferta e consumo de nutrientes pelas plantas, mas pode adicionar mais nutrientes para o solo do que a necessidade da cultura, sendo o conhecimento da dinâmica de lixiviação N em solos irrigados com águas residuais importante para o uso seguro deste recurso. No entanto, estudos de lixiviação de íons geralmente envolve medidas independentes de variáveis relacionadas ao solo e solução, resultando em alta variância propagada, comprometendo a confiabilidade dos resultados. Identificar a principal fonte de variação na lixiviação permitirá tomar medidas no seu controle. Ambos, a lixiviação de N e a contribuição da variância de cada variável para a variação total da lixiviação não são bem explorados na literatura científica. Tendo em vista esses aspectos, nosso objetivo foi quantificar a lixiviação de nitrogênio e fósforo e identificar quais as principais causas de variação dessa medida. As avaliações foram realizadas durante dois ciclos produtivos de cana de açúcar comparando o cultivo de sequeiro com tratamentos irrigados por EETE, com lâminas suficientes para suprir 100% e 150% da necessidade hídrica da cultura. A solução do solo foi amostrada através de capsulas porosas de porcelana sob tensão (lisímetro de tensão) para avaliação da concentração de nitrogênio e fósforo, sendo que o fluxo da solução foi estimado a partir de propriedades físicas do solo e medidas do potencial da água em diferentes camadas. A variância das medidas de lixiviação de cada elemento foi calculada a partir da propagação, por linearização, da variância das medidas independentes de cada variável, sendo a contribuição de cada uma delas para a variância total isolada e quantificada. As perdas de fósforo foram inexpressivas nas condições do experimento. A irrigação com águas residuárias forneceu mais nitrogênio do que a necessidade da cultura, e não houve necessidade de irrigação durante o pico de desenvolvimento da cultura, ocorreu certa dessincronização entre a entrada e absorção de N, favorecendo dessa forma a lixiviação. Os modelos para a predição da lixiviação de N devem considerar o N aportado, a drenagem e a precipitação. Apesar de eventos de elevada concentração de nitrogênio, a irrigação com 100% da necessidade de água para a cultura não provocou lixiviação em níveis que pudesse causar aumentos da concentração de N em águas subterrâneas acima do limite considerado seguro para o consumo humano. A propagação do erro das medidas do potencial da água no solo representou até 70% da variancia do fluxo de nitrogênio através do solo.

Palavras-chave: Água residual; Água subterrânea; Solução do solo; Propagação de erros

Abstract

There are concerns about the groundwater contamination with nitrogen and phosphorus from fertilizers and others anthropogenic wastes. The use of treated sewage effluent (TSE) for crop irrigation can reduce the use of mineral fertilizers, but it may also add more nutrients to the soil than the crop necessity, increasing the possibility of leaching. Thus, the knowledge of the dynamic of nutrients in soils irrigated with wastewater is important to the safe use of this reject. However, studies regarding ions leaching usually involve independent measurements of variables related to soil and solution, resulting in high propagated variance. The objective of this research was to quantify the leaching of nitrogen and phosphorus identifying the main causes of variation in this quantification. The experiment consisted of treatments without irrigation and irrigated with TSE sufficient to meet 100% and 150% of the water crop demand (WCD). Nutrient concentration was measured in soil solution taken by ceramic suction cups and the internal drainage was estimated from physical properties of soil and measurements of water potential in different soil layers. The variance of the leaching was calculated by linearization of the variance of each variable, and the contribution of each variable to the total variance was isolated and quantified. Irrigation provided more nitrogen than the crop needs, and there was no need for irrigation during the peak of development of culture, favoring the leaching of N. The models for the prediction of N leaching should consider N added, drainage and precipitation. The P leaching was insignificant due the balanced addition and uptake. Irrigation with 100% of the WCD not threatens the groundwater quality related with nitrogen. The propagation of the error from the measurements of the matric potential of the water in the soil represented up to 70% of the variance of the nitrogen flux.

Keywords: Wastewater; Groundwater; Soil solution; Error propagation

5.1 Introdução

Resíduos produzidos nas áreas urbanas e os fertilizantes agrícolas são os principais contribuintes para o aumento da concentração de nitrogênio (N) em corpos d'água subterrâneos (SERHAL et al., 2009). A utilização de efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE) na irrigação de culturas agrícolas pode outras fontes de nitrogênio, evitando o uso de fertilizantes nitrogenados representando ganhos econômicos significativos. No entanto a irrigação com EETE pode adicionar mais N ao solo do que a necessidade da cultura (LEAL et al., 2010), e devido à rápida nitrificação em solos bem aerados e à fraca interação de N-nitrato com os colóides do solo, o N aplicado pode ser facilmente lixiviado para profundidades abaixo do alcance das raízes. O destino final, tanto do nitrogênio, quanto de outros íons lixiviados, como por exemplo,

o fósforo, são corpos d'água, tornando a água imprópria para consumo humano e afetando espécies aquáticas (BOND, 1998).

A magnitude das perdas de íons por lixiviação no sistema solo é proporcional à concentração de íons na solução do solo e da quantidade de solução drenada (GHIBERTO et al., 2009). A irrigação com efluente de esgoto pode aumentar tanto a concentração de nitrogênio na solução (GLOAGUEN et al., 2007), quanto o volume de solução lixiviada (BARTON et al., 2005), potencializando as perdas de N no sistema. No entanto, analisando de outra forma, os maiores fluxos de lixiviação de nitrogênio são observados em condições onde a entrada ou a mineralização do nitrogênio não coincide com a absorção de N pelas plantas (OLIVEIRA et al.; 2002; SIELING; KAGE, 2006). Nossa hipótese é que o aumento das taxas de evapotranspiração durante o pico de crescimento da cultura aumentará a necessidade de irrigação, e conseqüentemente a entrada do N no solo. Podendo desta forma, ocorrer sincronização entre a entrada de N proveniente do efluente com a absorção de N pelas plantas.

A variabilidade do solo e, principalmente, a variabilidade da concentração de N na solução do solo são consideradas como os principais problemas relacionados com a avaliação da lixiviação de N (ADDISCOTT, 1996). A extensão de todos os processos biológicos, químicos e físicos responsáveis pela lixiviação de N varia de acordo com tipo de solo (BARTON et al., 2005), pois diferenças na estrutura do solo podem acelerar o movimento de solução para profundidades fora do alcance das raízes (McLEOD et al., 1998). Portanto, variações na concentração de N e em propriedades físicas do solo, em curto espaço físico, podem ocasionar aumento no coeficiente de variação em estudos de quantificação da lixiviação de N, comprometendo a confiabilidade dos resultados. Cápsulas porosas de porcelana sob tensão vêm sendo usadas para extrair solução do solo em experimentos cujo objetivo é quantificar a lixiviação de nitrogênio no campo (SIELING; KAGE, 2006; GHIBERTO et al., 2009), sendo este método mais confiável quando usado em um solo arenoso, pois permite maior facilidade de extração de solução e exploração de maior volume de solo melhorando a representatividade da amostragem (ADDISCOTT, 1996).

A quantificação de íons lixiviados, utilizando cápsulas de sucção e cálculo do fluxo, considerando a diferença do potencial da água no solo entre as profundidades,

depende de medidas independentes de propriedades físicas do solo, da concentração de íons na solução do solo e do potencial da água no solo. Essas medidas têm erros independentes que devem ser propagados para o correto cálculo do erro na medida de fluxo do íon. A variabilidade nas medidas das propriedades físicas do solo e na concentração do íon na solução é amplamente descrita na literatura, no entanto, as influências do erro em cada uma dessas medidas no erro da quantificação do fluxo são pouco conhecidas. O conhecimento da origem das principais fontes de variação permitirá direcionar esforços para um melhor controle desses erros.

A utilização segura de EETE para a irrigação depende do conhecimento da dinâmica da lixiviação de íons nos solos. Entretanto, não existem dados suficientes sobre os sistemas irrigados com águas residuais (DUAN et al., 2010). O objetivo desta pesquisa foi quantificar as perdas de N e P por lixiviação, assim como as fontes de variabilidade dessa quantificação em dois anos de avaliação em um experimento de campo cultivado com cana de açúcar e irrigado com EETE.

5.2 Material e métodos

O experimento foi realizado no município de Lins, Estado de São Paulo, Brasil. Localizado a 21° 38' 56" de latitude sul, 49° 44' 43" de longitude oeste e 422 m de altitude. O solo das parcelas experimentais foi classificado com Latossolo Vermelho distrófico, textura franco argilo arenosa, com o lençol freático a 7,7 m de profundidade.

A cana de açúcar foi plantada em maio de 2005. A colheita ocorreu em todos os meses de Setembro de 2006 até 2010, e a soca foi cultivada após cada colheita. A fertilização com N,P e K foi realizada a cada ano, aproximadamente um mês após a colheita, sendo utilizada metade da dosagem de nitrogênio sugerida pelas recomendações técnicas para o Estado de São Paulo (RAIJ; CANTARELLA, 1996), isto é, 50 kg ha⁻¹ de nitrogênio foram aplicados a cada ano de cultivo na forma de nitrato de amônio. Devido ao elevado teor de P no solo, a fertilização com o nutriente não foi realizada no ano de 2008 e no ano de 2009 foram aplicados 13 kg ha⁻¹ de P, Na forma de superfosfato triplo. Foram aplicados 60 kg ha⁻¹ a cada ano na forma de cloreto de potássio.

Os tratamentos empregados foram: (i) Sem irrigação (WI), (ii) 100% da necessidade hídrica da cultura (T100) e (iii) 150% da necessidade hídrica da cultura (T150). O manejo da irrigação foi realizado com base na umidade crítica do solo na camada de 0-0,6 m através de tensiômetros. A cada dois dias foram realizadas leituras nos tensiômetros localizados no meio das camadas de 0-0,2, 0,2-0,4 e 0,4-0,6 m dispostos no meio das parcelas irrigadas, a uma distância lateral de aproximadamente 0,20 m dos tubos gotejadores. O sistema de irrigação foi acionado sempre que o potencial matricial do solo era inferior à -40 kPa (água facilmente disponível) por um tempo calculado para elevar o potencial matricial da água no solo para -10 kPa (umidade na capacidade de campo) no tratamento T100, e por um tempo 50% superior no tratamento T150. O volume de EETE aplicado foi calculado transformando a tensão obtida pelos tensiômetros para umidade pela curva característica de retenção de água do solo nas três camadas de solo.

Amostras indeformadas de solo foram coletadas em 0,1, 0,3, 0,5, 0,7 e 0,9 m de profundidade para determinação da densidade, condutividade hidráulica saturada (k_s) e o conteúdo de água no solo nos potenciais de -0,5, -2, -6, -10, -30, -100 e -1500 kPa. A umidade residual (θ_r) e saturada (θ_s) assim como os parâmetros empíricos α e n da equação de van Genuchten (eq. 5.1) (GENUCHTEN, 1980) foram ajustados usando a função nls (Nonlinear Least Squares) no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008). A equação 5.1 foi utilizada para estimar a umidade volumétrica (θ) até 1 m de profundidade usando potencial hídrico do solo medido a cada dois ou três dias em tensiômetros instalados a 0,1, 0,3, 0,5, 0,7 e 0,9 metros de profundidade.

$$\theta_i = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha \times \psi_i)^n\right]^{-\frac{1}{n}}} \quad (5.1)$$

A densidade de fluxo da solução do solo (q_w) a 1 m de profundidade foi estimada pela equação de Darcy-Buckingham (eq. 5.2), utilizando a condutividade hidráulica em função da umidade volumétrica ($k(\theta)$) estimada pela equação de Mualem-van Genuchten (eq. 5.3) (van GENUCHTEN, 1980). A diferença de potencial de água do solo ($\Delta\psi$) foi calculada com as leituras dos tensiômetros nas profundidades de 0,9 (ψ_a) e 1,1 (ψ_b) metros. O conteúdo médio de água do solo entre 0,9 e 1,1 m foi considerado como teor de água do solo a 1 m (eq. 5.4).

$$q_w = \frac{-k(\theta) \times \Delta \psi}{L} \quad (5.2)$$

$$k(\theta_m) = k_s \left(\frac{\theta_m - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{0,5} \times \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{\theta_m - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{1-1/n}} \right]^{1-1/n} \right\}^2 \quad (5.3)$$

$$\theta_m = \left[\frac{\theta_a + \theta_b}{2} \right] \quad (5.4)$$

Amostras de solução do solo foram coletadas a 1 m de profundidade através de cápsulas cerâmicas de sucção em intervalo bimestral para quantificação de nitrato, amônio, nitrito e fosfato. Os fluxos (q_N) de N-amônio e N-nitrato foram estimados a partir de agosto 2008 a julho de 2010 integrando o fluxo de N diário (eq. 5.5), onde C_N é a concentração de nitrogênio na solução do solo.

$$q_N = \int_{t_0}^m q_w C_N dt \quad (5.5)$$

O desvio padrão do fluxo de nitrogênio ($\sigma(q_N)$) foi estimado por propagação da variância de cada componente da equação de fluxo de N, considerando a correlação entre os coeficientes alfa e n e entre os potenciais superior (0,9 m) e inferior (1,1 m) (eq. 5.6).

$$\sigma(q_N) = \left[\begin{aligned} & \left(\frac{\partial f}{\partial \psi_a} \sigma \psi_a \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial \psi_b} \sigma \psi_b \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial k_s} \sigma k_s \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial \theta_s} \sigma \theta_s \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial \theta_r} \sigma \theta_r \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial \alpha} \sigma \alpha \right)^2 + \\ & \left(\frac{\partial f}{\partial n} \sigma n \right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial \alpha} \frac{\partial f}{\partial n} \sigma \alpha n \right) + \left(\frac{\partial f}{\partial \psi_a} \frac{\partial f}{\partial \psi_b} \sigma \psi_a \psi_b \right) + \left(\frac{\partial f}{\partial C_N} \sigma C_N \right)^2 \end{aligned} \right] \quad (5.6)$$

A contribuição de cada variável para a variância total foi estimada através do isolamento de cada componente da equação 5.6.

5.3 Resultados e discussão

A fração granulométrica predominante no solo foi a areia fina, com teor médio cerca de 75% na camada superficial e 69% na camada subsuperficial, sendo que a fração areia total compôs 77,5% e 71% da massa de solo em superfície e subsuperfície, respectivamente (Tabela 5.1). O teste F para tratamentos não foi significativo para as frações granulométrica, assumindo-se homogeneidade entre as parcelas experimentais antes da aplicação dos tratamentos. Após o terceiro corte da cana de açúcar, foi verificada elevada densidade do solo independentemente do tratamento avaliado (Tabela 5.1), parte devido ao alto teor de areia e parte devido à compactação

consequente do manejo convencional do solo e do tráfego de caminhões carregados, em solo com elevada umidade, durante a colheita. A densidade do solo até a profundidade de 0,7 m foi próxima, igual ou até mesmo maior do que a densidade crítica apresentada por Reichert et al. (2009), a qual é definida para cada classe textural com base no intervalo hídrico ótimo para o desenvolvimento radicular ou rendimento da cultura.

A condutividade hidráulica saturada e os parâmetros da curva característica de retenção da água no solo não foram influenciados pelos tratamentos de irrigação. Para as medidas da condutividade hidráulica verificou-se coeficientes de variação entre 5 e 160% (Tabela 5.2), sendo que o teste F realizado, considerando-se as profundidades como sub-parcelas não foi significativa a 0,05 de probabilidade para efeito de irrigação ou interação. Os menores valores de condutividade hidráulica e do coeficiente n foram observados em 0,3 m de profundidade, como reflexo da maior densidade, confirmando uma maior compactação nessa profundidade.

O armazenamento médio de água na capacidade de campo na camada de 0-1 m de profundidade foi de 270 mm. No tratamento sem irrigação, o armazenamento de água acima da capacidade de campo ocorreu apenas em poucas ocasiões, cerca de 18 dias de um total de 691 dias avaliados (Figura 5.1). Nos tratamentos T100 e T150, o número de dias que a umidade do solo excedeu o armazenamento de água na capacidade de campo foi de 122 e 298, respectivamente.

Tabela 5.1– Textura, densidade no perfil do solo avaliada no ano de 2008 e densidade crítica do solo calculada a partir da classe textural para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Profundidade/ Tratamento	Areia	Silte	Argila	Densidade	Dc llwr**	Dc rest
	-----%-----			-----g cm ⁻³ -----		
0.1 m						
WI	78,11 (0,68)*	9,13 (0,51)	12,76 (0,74)	1,75 (0,03)	1,74	1,77
T100	77,89 (1,83)	8,50 (1,36)	13,61 (1,61)	1,68 (0,05)	1,73	1,77
T150	76,75 (1,39)	8,97 (0,61)	14,28 (1,54)	1,71 (0,09)	1,73	1,76
0.3 m						
WI	73,19 (2,57)	8,06 (2,26)	18,75 (0,94)	1,70 (0,04)	1,69	1,73
T100	73,77 (2,20)	8,68 (1,93)	17,56 (0,82)	1,74 (0,02)	1,70	1,74
T150	72,82 (2,61)	6,48 (0,90)	20,70 (1,78)	1,72 (0,04)	1,68	1,71
0.5 m						
WI	71,10 (0,51)	6,49 (0,81)	22,40 (0,38)	1,67 (0,03)	1,66	1,70
T100	71,47 (0,32)	6,13 (1,03)	22,40 (1,28)	1,70 (0,07)	1,66	1,70
T150	69,39 (0,65)	8,01 (0,61)	22,60 (0,87)	1,70 (0,10)	1,66	1,70
0.7 m						
WI	70,86 (0,71)	4,96 (0,75)	24,18 (0,69)	1,67 (0,03)	1,65	1,69
T100	71,40 (0,49)	5,60 (1,16)	22,99 (1,48)	1,61 (0,06)	1,66	1,70
T150	69,74 (1,16)	5,80 (1,27)	24,46 (1,37)	1,68 (0,09)	1,65	1,69
0.9 m						
WI	69,73 (1,33)	7,16 (1,57)	23,11 (1,42)	1,57 (0,06)	1,66	1,70
T100	69,79 (0,48)	7,66 (1,35)	22,55 (1,53)	1,57 (0,01)	1,66	1,70
T150	68,04 (4,04)	9,72 (6,43)	22,24 (2,63)	1,56 (0,09)	1,66	1,70

*Os números representam media de até quatro repetições e valores entre parênteses são os respectivos coeficientes de variação.

** Dc llwr e Dc rest são os valores críticos para a densidade do solo considerando o intervalo hídrico ótimo e a elongação de raízes ou produtividade, respectivamente (REICHERT et al. 2009).

O fluxo interno de solução através do solo ocorreu quando o teor de água do solo atingiu ou foi próximo do teor de água na capacidade de campo a 1 m de profundidade (Figura 5.2). Nas parcelas não irrigadas a drenagem interna foi concentrada apenas nos períodos de maior ocorrência de chuvas, de fevereiro a meados de abril de 2009 e de setembro de 2009 a março de 2010. Mesmo nos tratamentos irrigados a drenagem foi concentrada no período chuvoso, mas em um período ligeiramente prolongado em comparação com o tratamento não irrigado. Nos

tratamentos T100 e T150 o período de drenagem foi a partir de meados de janeiro até maio de 2009 e meados de agosto de 2009 a meados de março de 2010 (Figura 5.2).

Tabela 5.2– Condutividade hidráulica saturada (K_s) e parâmetros da curva característica de retenção da água no perfil do solo para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Tratamento	Profundidade, m				
	0,1	0,3	0,5	0,7	0,9
<i>K_s, $cm\ h^{-1}$</i>					
WI	1,84 (0,26)	0,23 (0,08)	1,14 (0,06)	2,24 (0,46)	3,42 (1,07)
T100	1,21 (0,27)	0,41 (0,10)	5,89 (0,30)	1,73 (0,68)	3,96 (0,32)
T150	0,90 (1,24)	0,52 (0,07)	1,44 (2,32)	1,71 (0,26)	3,32 (0,29)
<i>θ_s, m^3m^{-3}</i>					
WI	0,41 (0,01)	0,43 (0,02)	0,45 (0,01)	0,49 (0,01)	0,50 (0,00)
T100	0,41 (0,01)	0,43 (0,01)	0,45 (0,01)	0,47 (0,01)	0,52 (0,00)
T150	0,38 (0,01)	0,41 (0,00)	0,44 (0,01)	0,44 (0,00)	0,46 (0,01)
<i>θ_r, m^3m^{-3}</i>					
WI	0,12 (0,00)	0,14 (0,00)	0,14 (0,03)	0,13 (0,02)	0,13 (0,01)
T100	0,11 (0,02)	0,14 (0,02)	0,14 (0,02)	0,13 (0,02)	0,12 (0,02)
T150	0,12 (0,01)	0,13 (0,02)	0,14 (0,01)	0,13 (0,01)	0,12 (0,02)
<i>n</i>					
WI	1,63 (0,12)	1,50 (0,09)	1,61 (0,13)	1,76 (0,12)	1,77 (0,10)
T100	1,68 (0,17)	1,54 (0,10)	1,61 (0,04)	1,72 (0,06)	1,79 (0,11)
T150	1,66 (0,19)	1,64 (0,14)	1,79 (0,10)	1,79 (0,14)	1,84 (0,12)
<i>α</i>					
WI	4,69 (0,16)	4,93 (0,45)	3,01 (0,06)	2,71 (0,28)	3,16 (0,16)
T100	4,10 (1,26)	4,92 (1,83)	3,60 (0,50)	3,03 (0,23)	3,17 (0,87)
T150	2,41 (0,72)	2,30 (3,38)	2,13 (1,24)	2,18 (0,65)	2,42 (0,65)

Os números representam média de até quatro repetições e valores entre parênteses são os respectivos coeficientes de variação.

Em raras ocasiões o teor de água em 1 m de profundidade foi menor que $0,19\ cm^3\ cm^{-3}$ (Figura 5.2), umidade em que a condutividade hidráulica estimada é aproximadamente zero (Tabela 5.3). Qualquer diminuição do armazenamento de água no solo enquanto a condutividade hidráulica for igual à zero deve ser considerada como evapotranspiração. Apesar da condutividade hidráulica saturada no tratamento não irrigado ser superior aos tratamentos irrigados, a condutividade hidráulica estimada na capacidade de campo (potencial de -10 kPa) no tratamento T150 foi duas vezes o valor

dos demais tratamentos (Tabela 5.3). Esta maior condutividade na capacidade de campo resultou em uma rápida drenagem em potenciais mais baixos, não permitindo que a umidade nessa camada chegasse à capacidade de campo com frequência (Figura 5.2).

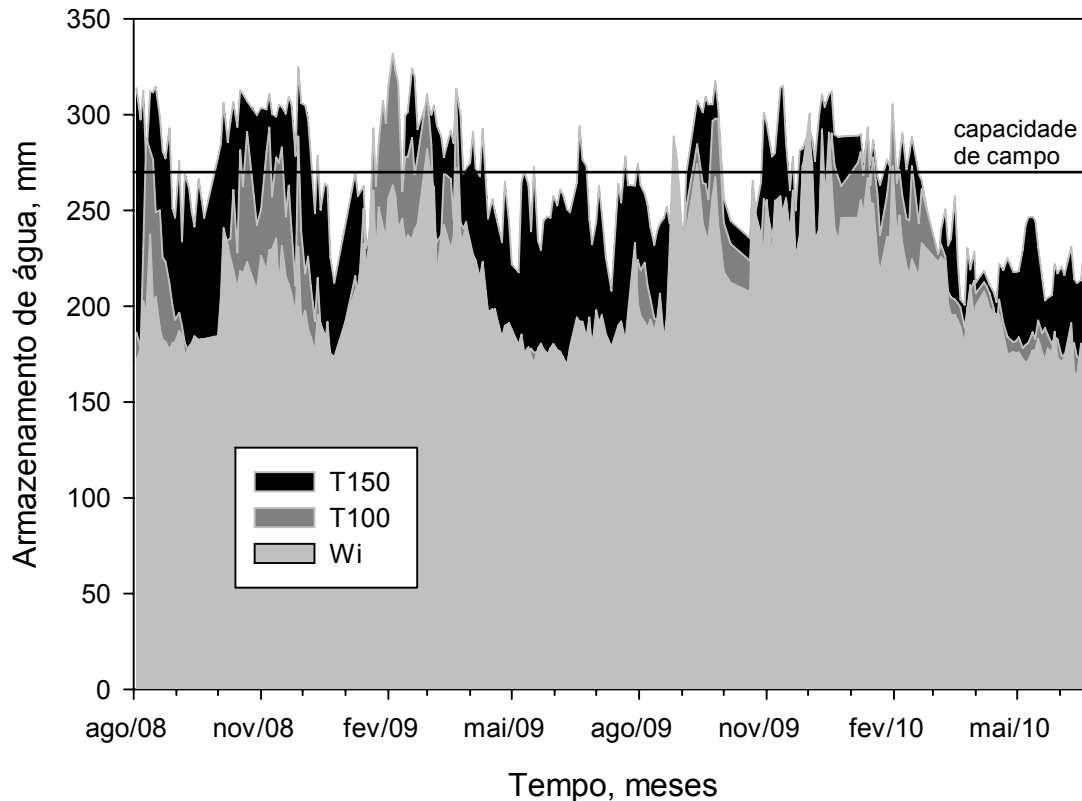


Figura 5.1– Estimativa do armazenamento de água a partir do potencial matricio da água no solo e da equação de van Genuchten até um metro de profundidade durante o período estudado

O nitrogênio no efluente apresentou-se quase que totalmente na forma de amônio (Tabela 5.4), sendo que o total de N aplicado via efluente no T100 e T150 foi de 249,3 e 374,0 kg ha⁻¹, respectivamente (Tabela 5.4). O fósforo é outro componente do EETE com o qual existem preocupações quanto ao destino final e que o aporte via efluente é superior à fertilização mineral do nutriente recomendada para a cultura. No entanto o balanço final entre aporte e exportação de P foi relativamente equilibrado, diminuindo os riscos relacionados à contaminação ambiental.

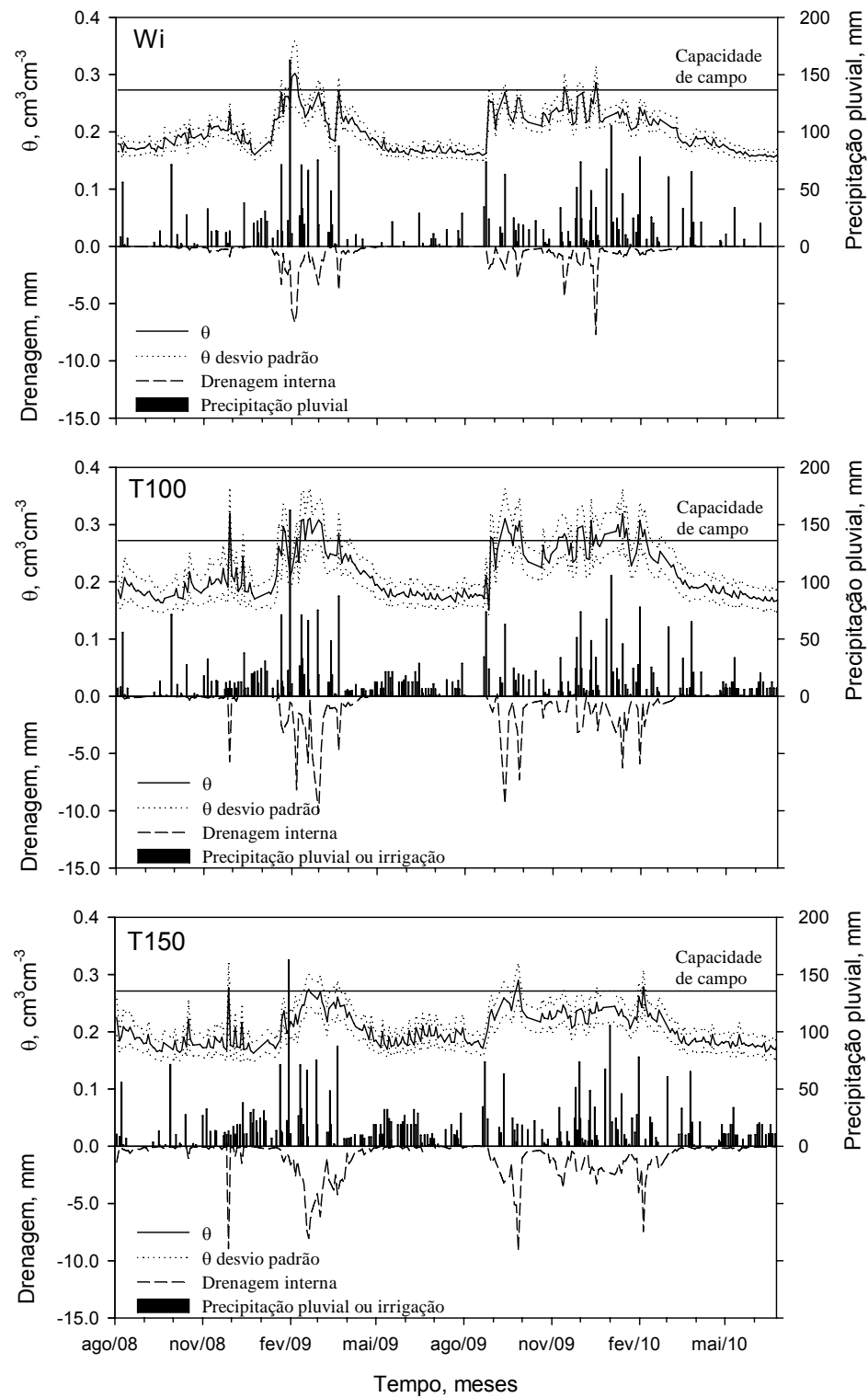


Figura 5.2 – Precipitação pluvial, conteúdo volumétrico de água (θ) e drenagem interna de solução durante o período avaliado para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Tabela 5.3 – Condutividade hidráulica e conteúdo volumétrico de água no solo em função do potencial mátrico (Ψ_m) do solo (eq.d) a 1 metro de profundidade para os tratamentos sem irrigação (W_i), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Ψ_m , m	Condutividade hidráulica			Conteúdo volumétrico de água		
	w_i	T100	T150	W_i	T100	T150
	----- mm dia ⁻¹ -----			----- θ , m ³ m ⁻³ -----		
0,0	-821,8	-951,3	-797,0	0,50	0,52	0,46
0,0	-708,9	-831,8	-728,2	0,50	0,52	0,46
0,1	-295,5	-354,4	-390,4	0,48	0,50	0,45
0,2	-121,6	-145,4	-197,3	0,44	0,46	0,43
0,3	-54,1	-64,0	-101,3	0,41	0,42	0,40
0,4	-26,4	-30,7	-54,1	0,38	0,39	0,37
0,6	-7,9	-9,0	-17,9	0,33	0,33	0,33
0,8	-3,1	-3,4	-7,1	0,30	0,30	0,30
1,0	-1,4	-1,5	-3,3	0,27	0,27	0,27
1,2	-0,7	-0,8	-1,7	0,26	0,25	0,25
1,5	-0,3	-0,3	-0,7	0,24	0,23	0,23
2,0	-0,1	-0,1	-0,2	0,22	0,21	0,21
3,0	0,0	0,0	0,0	0,19	0,19	0,19
4,0	0,0	0,0	0,0	0,18	0,17	0,17
5,0	0,0	0,0	0,0	0,17	0,16	0,16

A drenagem interna total foi cerca de 300 mm superior no tratamento T150 em relação ao tratamento sem irrigação (Tabela 5.5), sendo a lixiviação de fosfato insignificante ao longo de todo o período estudado, resultando em lixiviação acumulada inferiores à 100 g ha⁻¹ em todos os tratamentos. Este resultado era esperado devido ao relativo equilíbrio entre aporte e exportação do nutriente e visto que solos com elevado grau de intemperismo e altos teores de óxidos de alumínio e ferro tem com alta capacidade de adsorção de fósforo, diminuindo a probabilidade de lixiviação (BRENNAN et al., 1994; FONTES; WEED, 1996).

Na solução do solo, o N, ao contrário do que ocorreu no efluente, apresenta-se em média 92,3% na forma de nitrato, sendo apenas 7,5% na forma de amônio e 0,2% na forma de nitrito. Este resultado está de acordo com Duan et al. (2010) onde o amônio presente no efluente foi quase inteiramente nitrificado após o contato com o solo. Barton et al. (2005) estudando a lixiviação de N em amostras de solo constatou que 74% do N na solução lixiviada apresentava-se na forma orgânica. Em nosso estudo, foram realizadas medidas de N total nas amostras coletadas em dezembro de

2009, onde constatamos que 73% do nitrogênio total estavam na forma mineral. Apesar da percentagem de N orgânico ser inferior à verificada por Barton et al. (2005), sabe-se que esta fração é importante na mensuração do impacto ambiental causado pela lixiviação de N, no entanto, o baixo volume de solução extraída em alguns períodos não permitiu medir N total durante todo o período avaliado. Assim, serão apresentados apenas os resultados de lixiviação de nitrato e amônio, desde que a fração de nitrito lixiviada foi muito baixa.

Tabela 5.4 – Concentração média de ânions no efluente de estação de tratamento de esgoto (EETE) em 10 períodos de amostragem entre setembro de 2008 e abril de 2010 e total aplicado via efluente e fertilização ou exportado pelos colmos de cana de açúcar

Variáveis	Concentração no EETE	Total aplicado ou removido*		
		WI	T100	T150
	mg L ⁻¹		Kg ha ⁻¹	
P-H ₂ PO ₄ ²⁻	3,39(2,89)**		32.7	49.1
P- Fertilizante		13	13.0	13.0
P-Total aplicado		13	45.7	62.1
P-Removido		21	21.2	23.7
P-Balanço		-8	24.5	36.8
N-NO ₂ ⁻	0,02(0,02)		0.2	0.3
N-NO ₃ ⁻	0,03(0,02)		1.2	1.8
N-NH ₄ ⁺	20,41(7,87)		249.3	374.0
N-Fertilizante		100	100.0	100.0
N-Total aplicado		100	349.3	474.0
N-Removido		125	131.2	145.5
N-Balanço		-25	218.1	328.5

*Total de N ou P aplicado ao solo via irrigação com EETE ou fertilização ou removido do solo via colheita de colmos. ** valores entre parênteses são os respectivos coeficientes de variação.

A coleta de solução de solo, principalmente no tratamento sem irrigação, só foi possível durante os períodos com maior incidência de chuva, e consequentemente maior umidade do solo (Tabela 5.6), semelhantemente ao que ocorreu no estudo de Ghiberto et al. (2009). No entanto esse fato não prejudicou a mensuração da quantidade lixiviada de N, pois nos períodos com menor incidência de chuvas a drenagem interna de solução foi próxima de zero (Tabela 5.5). Embora a concentração média de amônio na solução do solo fosse de 7,5%, o amônio representou apenas 5% do nitrogênio total lixiviado. Isso ocorreu devido ao baixo volume lixiviado nos períodos

de maior concentração de amônio em solução (maio/2009 e Feb-Jun/2010) (Tabelas 5.5 e 5.6). Ghiberto et al. (2011) também observaram maior contribuição de amônio para a lixiviação de N (52%) em situação onde a percolação foi muito baixa e Ghiberto et al. (2009) encontraram menor participação da forma de amônio (11%) em um experimento com maior taxa de lixiviação.

Tabela 5.5 – Drenagem interna à 1 metro de profundidade nos períodos estudados para os tratamentos sem irrigação (WI), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Período	WI	T100	T150
		mm dia ⁻¹	
Ago-08	-0,8 (0,9)	-3,2 (3,2)	-10,7 (3,9)
Set-08	-1,4 (1,6)	-0,1 (0,7)	-3,7 (1,6)
Out-08	-4,2 (14,2)	-2,9 (2,8)	-5,3 (2,6)
Nov-08	-10,0 (10,0)	-14,9 (15,1)	-21,2 (15,1)
Dez-08	-1,9 (2,1)	-0,0 (3,6)	-7,6 (3,6)
Jan-09	-37,6 (21,8)	-27,4 (30,3)	-15,3 (4,0)
Fev-09	-65,0 (40,1)	-127,8 (35,4)	-114,7 (12,5)
Mar-09	-24,0 (14,4)	-49,0 (14,7)	-95,2 (11,5)
Abr-09	-7,5 (11,0)	-5,5 (3,8)	-15,9 (2,6)
Mai-09	-0,7 (0,6)	0,9 (0,7)	-3,3 (0,9)
Jun-09	-0,5 (0,5)	0,5 (0,6)	-2,8 (1,4)
Jul-09	-0,5 (0,9)	0,4 (0,5)	-1,6 (1,2)
Ago-09	-12,2 (6,5)	-5,8 (20,7)	-7,8 (2,5)
Set-09	-30,8 (7,8)	-100,7 (33,9)	-98,2 (11,5)
Out-09	-11,6 (4,4)	-20,6 (5,7)	-18,5 (2,9)
Nov-09	-40,4 (15,7)	-34,4 (12,6)	-54,2 (7,1)
Dez-09	-39,3 (26,2)	-37,9 (13,3)	-61,0 (7,8)
Jan-10	-16,0 (6,8)	-73,8 (17,8)	-53,7 (5,7)
Fev-10	-11,0 (4,4)	-22,4 (8,0)	-55,3 (7,6)
Mar-10	-3,3 (4,0)	-0,6 (3,1)	-8,4 (1,5)
Abr-10	-0,7 (0,4)	1,5 (1,2)	-4,8 (0,9)
Mai-10	-0,1 (0,1)	1,3 (0,8)	-4,7 (1,5)
Jun-10	-0,1 (0,0)	0,7 (0,5)	-1,4 (0,4)
Total	-319,6 (200,8)	-522,9 (217,3)	-665,1(110,3)

Os números representam media de três repetições e valores entre parênteses são os respectivos coeficientes de variação

A lixiviação de nitrogênio no tratamento sem irrigação foi de 16,4 kg ha⁻¹ depois de um total de 320 mm de solução lixiviada durante duas safras avaliadas. Este valor é ligeiramente inferior ao obtido por Ghiberto et al. (2009), após 205 milímetros de solução lixiviada em solo bastante semelhante, mas em um período mais curto. Um

ponto que pode ter acarretado essa diferença entre resultados é que Ghiberto et al. (2009) aplicou a recomendação total da adubação nitrogenada (120 kg ha^{-1}). Embora eles tenham verificado que muito pouco do N lixiviado tenha vindo do fertilizante, a maior abundância de nitrogênio no solo, devido à aplicação de fertilizantes, pode indiretamente ter colaborado para a lixiviação. Em outro experimento Ghiberto et al. (2011) verificou a lixiviação de apenas $1,1 \text{ kg}$ de nitrogênio, porém em condições de baixa drenagem (91 mm).

Tabela 5.6– Concentrações de N-NO_3^- e N-NH_4^+ nos períodos avaliados para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Período	N-NO_3^-			N-NH_4^+		
	WI	t100	t150	WI	t100	t150
	mg L^{-1}					
Ago-08	-	-	-	-	-	-
Set-08	-	-	18,3 (4,1)	-	-	0,3 (0,2)
Out-08	-	-	23,8 (1,5)	-	-	0,2 (0,1)
Nov-08	8,7 (0,6)	11,3 (-)	28,1 (1,0)	0,2 (0,0)	0,3 (-)	0,1 (0,1)
Dez-08	7,8 (0,6)	13,7 (-)	31,0 (2,7)	0,4 (0,1)	0,8 (-)	0,1 (0,1)
Jan-09	6,3 (0,9)	12,6 (7,3)	27,0 (3,2)	0,4 (0,1)	0,9 (-)	0,1 (0,1)
Fev-09	4,3 (2,1)	7,5 (3,4)	15,0 (3,9)	0,2 (0,0)	0,4 (0,1)	0,1 (0,0)
Mar-09	4,8 (-)	5,6 (2,4)	10,2 (4,2)	0,3 (-)	0,7 (0,3)	0,6 (0,7)
Abr-09	7,7 (-)	6,5 (3,3)	12,3 (5,0)	0,8 (-)	1,8 (1,0)	1,5 (2,0)
Mai-09	-	8,7 (-)	13,5 (5,5)	-	1,8 (-)	1,7 (2,0)
Jun-09	-	12,4 (-)	13,8 (6,9)	-	0,6 (-)	0,9 (0,9)
Jul-09	-	13,3 (-)	14,0 (7,4)	-	0,3 (-)	0,5 (0,5)
Ago-09	-	11,2 (-)	14,1 (4,4)	-	0,7 (-)	0,5 (0,3)
Set-09	-	9,3 (-)	14,2 (1,7)	-	1,2 (-)	0,5 (0,1)
Out-09	6,7 (5,4)	7,6 (2,6)	14,1 (1,7)	0,5 (0,4)	1,2 (0,9)	0,5 (0,1)
Nov-09	6,7 (3,7)	6,4 (1,9)	13,9 (4,7)	0,6 (0,3)	0,9 (0,5)	0,5 (0,1)
Dec-09	6,7 (3,5)	5,2 (2,0)	13,5 (7,5)	0,6 (0,3)	0,6 (0,3)	0,5 (0,1)
Jan-10	5,5 (2,3)	4,1 (1,4)	9,9 (4,9)	0,6 (0,3)	0,5 (0,2)	0,5 (0,1)
Fev-10	2,7 (1,1)	3,3 (0,8)	5,9 (1,7)	-	0,6 (0,2)	0,6 (0,2)
Mar-10	-	3,1 (0,5)	4,5 (-)	-	0,7 (0,2)	0,9 (0,6)
Abr-10	-	3,1 (0,1)	3,9 (-)	-	1,0 (-)	1,3 (1,3)
Mai-10	-	6,6 (-)	4,9 (-)	-	3,0 (-)	1,4 (1,1)
Jun-10	-	11,1 (-)	6,5 (-)	-	5,6 (-)	1,3 (14,8)
Média	6,2 (2,3)	8,1(2,3)	14,2 (4,0)	0,5 (0,2)	1,2 (0,4)	0,7 (1,2)

Os números representam media de até três repetições e valores entre parênteses são os respectivos coeficientes de variação. (-) Representa ou o que não foi possível coletar solução no solo ou o que não foi possível o calculo do coeficiente de variação.

Os tratamentos irrigados com EETE apresentaram maior quantidade de N lixiviado, 39,5 e 88,8 kg ha⁻¹ para os tratamentos T100 e T150, respectivamente (Tabela 5.7), concordando com os resultados de Barton et al. (2005) que também observaram elevação da quantidade lixiviada de N devido a irrigação com efluente, em um solo Typic Udipsamment. A irrigação com efluente aumentou a lixiviação de N em 117 kg ha⁻¹ em relação ao tratamento não irrigado, mesmo com um balanço de nitrogênio 180 kg negativo, indicando que a irrigação com efluente acarretou a lixiviação do N dos estoques do solo. Oliveira et al. (2002) trabalhando com tambores plásticos de 220 L preenchidos de solo encontraram lixiviação de 4,5 kg ha⁻¹ de N depois de 1.260 milímetros de chuva, que resultou em um volume drenado de 350 mm. A maior parte deste N lixiviado ocorreu nas primeiras três semanas, quando a cultura da cana não foi completamente estabelecida e enraizada. Em nosso experimento foi verificada lixiviação de nitrogênio um pouco mais concentrada no início da estação chuvosa, mas em taxas consideráveis para quase todo o período chuvoso, mesmo sem adição de N no período, indicando certa persistência do N no solo.

A concentração limite de nitrogênio na água potável sugerido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) é de 11,3 mg L⁻¹. A concentração de nitrato encontrada na solução do solo freqüentemente superou este limite nos tratamentos T100 e T150 (Tabela 5.6). No entanto, para que ocorra aumento dos níveis de nitrogênio na água subterrânea para valores acima do limite sugerido pela OMS é necessário que a concentração média ponderada pelo volume de solução lixiviada seja maior do que este valor. Assim, um maior volume de solução lixiviada permite um maior volume de N lixiviado. Como ocorreram diferentes volumes de lixiviação nos tratamentos, seriam necessários que 36, 59 e 75 kg de N fossem lixiviados para que o volume médio balanceado de concentração de N na solução do solo atingisse o limiar de concentração nos tratamentos WI, T100 e T150, consecutivamente. A perda estimada de N no solo foi inferior a estes valores nos tratamentos WI e T100, e acima no tratamento T150 (Tabela 5.7). Portanto a irrigação com EETE com volumes superiores à exigência hídrica da cultura pode causar contaminação do lençol freático com N.

Tabela 5.7 – Fluxo de N-NO_3^- e N-NH_4^+ nos períodos avaliados para os tratamentos sem irrigação (Wi), irrigado com 100% (T100) e 150% (T150) da necessidade hídrica da cultura

Período	N-NO_3^-			N-NH_4^+		
	WI	T100	T150	WI	T100	T150
	kg ha^{-1}					
Ago-08	-	-	-	-	-	-
Set-08	-	-	-0,7 (0,3)	-	-	0,0 (0,0)
Out-08	-	-	-1,3 (0,6)	-	-	0,0 (0,0)
Nov-08	-0,9 (0,9)	-1,8 (-)	-6,1 (4,4)	0,0 (0,0)	-0,1 (-)	0,0 (0,0)
Dez-08	-0,2 (0,2)	0,0 (-)	-2,3 (1,1)	0,0 (0,0)	0,0 (-)	0,0 (0,0)
Jan-09	-2,2 (1,2)	-3,1 (3,4)	-3,8 (1,2)	-0,1 (0,0)	-0,3 (0,1)	0,0 (0,0)
Fev-09	-2,9 (2,0)	-9,0 (2,9)	-15,9 (1,9)	-0,1 (0,1)	-0,5 (0,1)	-0,1 (0,0)
Mar-09	-1,1 (-)	-2,7 (0,8)	-9,6 (1,4)	-0,1 (-)	-0,3 (0,1)	-0,5 (0,1)
Abr-09	-0,5 (-)	-0,3 (0,2)	-1,9 (0,3)	-0,1 (-)	-0,1 (0,1)	-0,2 (0,1)
Mai-09	-	0,1 (-)	-0,4 (0,1)	-	0,0 (-)	-0,1 (0,0)
Jun-09	-	0,1 (-)	-0,4 (0,2)	-	0,0 (-)	0,0 (0,0)
Jul-09	-	0,1 (-)	-0,2 (0,2)	-	0,0 (-)	0,0 (0,0)
Ago-09	-	-0,6 (-)	-1,1 (0,4)	-	-0,1 (-)	0,0 (0,0)
Set-09	-	-9,4 (-)	-13,9 (1,7)	-	-1,2 (-)	-0,5 (0,1)
Out-09	-0,8 (0,3)	-1,6 (0,4)	-2,6 (0,4)	-0,1 (0,0)	-0,3 (0,1)	-0,1 (0,0)
Nov-09	-2,7 (1,1)	-2,2 (0,8)	-7,5 (1,1)	-0,2 (0,1)	-0,3 (0,1)	-0,3 (0,0)
Dez-09	-2,6 (1,8)	-1,9 (0,7)	-8,2 (1,4)	-0,3 (0,1)	-0,2 (0,1)	-0,3 (0,0)
Jan-10	-0,9 (0,4)	-3,1 (0,8)	-5,4 (0,8)	-0,1 (0,0)	-0,4 (0,1)	-0,3 (0,0)
Feb-10	-0,3 (0,1)	-0,8 (0,3)	-3,5 (0,6)	-0,1 (0,0)	-0,1 (0,1)	-0,3 (0,0)
Mar-10	-	0,0 (0,1)	-0,4 (-)	-	0,0 (0,0)	-0,1 (-)
Abr-10	-	0,0 (0,0)	-0,2 (-)	-	0,0 (0,0)	-0,1 (-)
Mai-10	-	0,1 (-)	-0,2 (-)	-	0,0 (-)	-0,1 (-)
Jun-10	-	0,1 (-)	-0,1 (-)	-	0,1 (-)	0,0 (-)
total	-15,2 (8,0)	-36,0 (10,6)	-85,7 (18,1)	-1,2 (0,3)	-3,5 (0,9)	-3,1 (0,6)

Os números representam média de três repetições e valores entre parênteses são os respectivos coeficientes de variação propagados (-) Representa ou o que não foi possível coletar solução no solo ou o que não foi possível o cálculo do coeficiente de variação.

O aumento na lixiviação de N nos tratamentos irrigados provavelmente ocorreu devido ao excesso de N aplicado, pois o balanço de N no tratamento sem irrigação foi de 25 kg ha^{-1} negativos, e nos tratamentos T100 e T150 foi positivo em 65 e 108 kg ha^{-1} , respectivamente, resultando em um excedente de nitrogênio a ser estocado no solo ou perdido por volatilização ou lixiviação. No entanto, o saldo de N foi um fraco indicador da perda de N considerando apenas um ano, e foi um pouco melhor, considerando um conjunto de dados obtidos a longo prazo no estudo da Buczko et al. (2010). Em sua

aproximação a lixiviação de nitrogênio foi mais relacionada com a hidrologia, pois, quanto maior a drenagem maior a lixiviação, quando um único ano foi considerado. Por outro lado, Duan et al. (2010) constataram que a aplicação cumulativa de nitrogênio tem uma correlação muito boa com a lixiviação de nitrogênio, sendo que 4,9% do total de N aplicado foi lixiviado. No presente estudo foi verificada boa correlação tanto entre o N aplicado e lixiviado (Figura 5.3a) e também entre drenagem acumulada e N lixiviado (Figura 5.3b), sendo que a consideração de ambos os parâmetros no modelo retorna a uma pequena melhoria na predição do N lixiviado (Figura 5.3c). No entanto, foi visível que a lixiviação ocorreu apenas nos períodos chuvosos (Tabela 5.7), assim, um melhor coeficiente de regressão foi encontrado quando a precipitação foi considerada no modelo (Figura 5.3d). Diferentemente do estudo de Duan et al. (2010), no nosso caso o N foi acumulado no solo durante os períodos de seca, uma vez que tivemos uma maior capacidade tampão devido à maior camada avaliada de solo, pois as cápsulas porosas em nosso experimento estavam a 1 m de profundidade, e os de Duan et al. (2010) tinham 300 milímetros de altura. Outra diferença foi o manejo de irrigação, neste experimento o efluente aplicado foi calculado para elevar a umidade do solo à capacidade de campo e em Duan et al. (2010) um excedente de efluente foi aplicado com o objetivo de forçar a lixiviação. Até mesmo no tratamento T150 onde foi aplicado efluente em excesso, a quantidade de efluente aplicado foi 50 % superior ao necessário para elevar a umidade do solo à capacidade de campo até a profundidade de 0,6m. Desse modo, considerando uniformidade de umidade do solo no perfil, essa quantidade de água seria suficiente para elevar a umidade do solo à capacidade de campo em uma profundidade 50% maior, não sendo suficiente para causar lixiviação para profundidades abaixo de 1 m.

Outro fato que contribuiu para o aumento da lixiviação de N nas parcelas irrigadas é que durante o período estudado, no 4º e 5º ciclos produtivos após o plantio, a irrigação iniciou-se após a colheita, em setembro, e o período de maior desenvolvimento da cultura ocorreu entre dezembro e janeiro, coincidentemente com o período mais chuvoso do ano, sendo que o período de maior taxa de irrigação foi entre março e agosto de cada ano. Assim, o período de maior absorção de nitrogênio pelas

plantas coincidiu com o período chuvoso e não com o período de maior aporte de N pela irrigação.

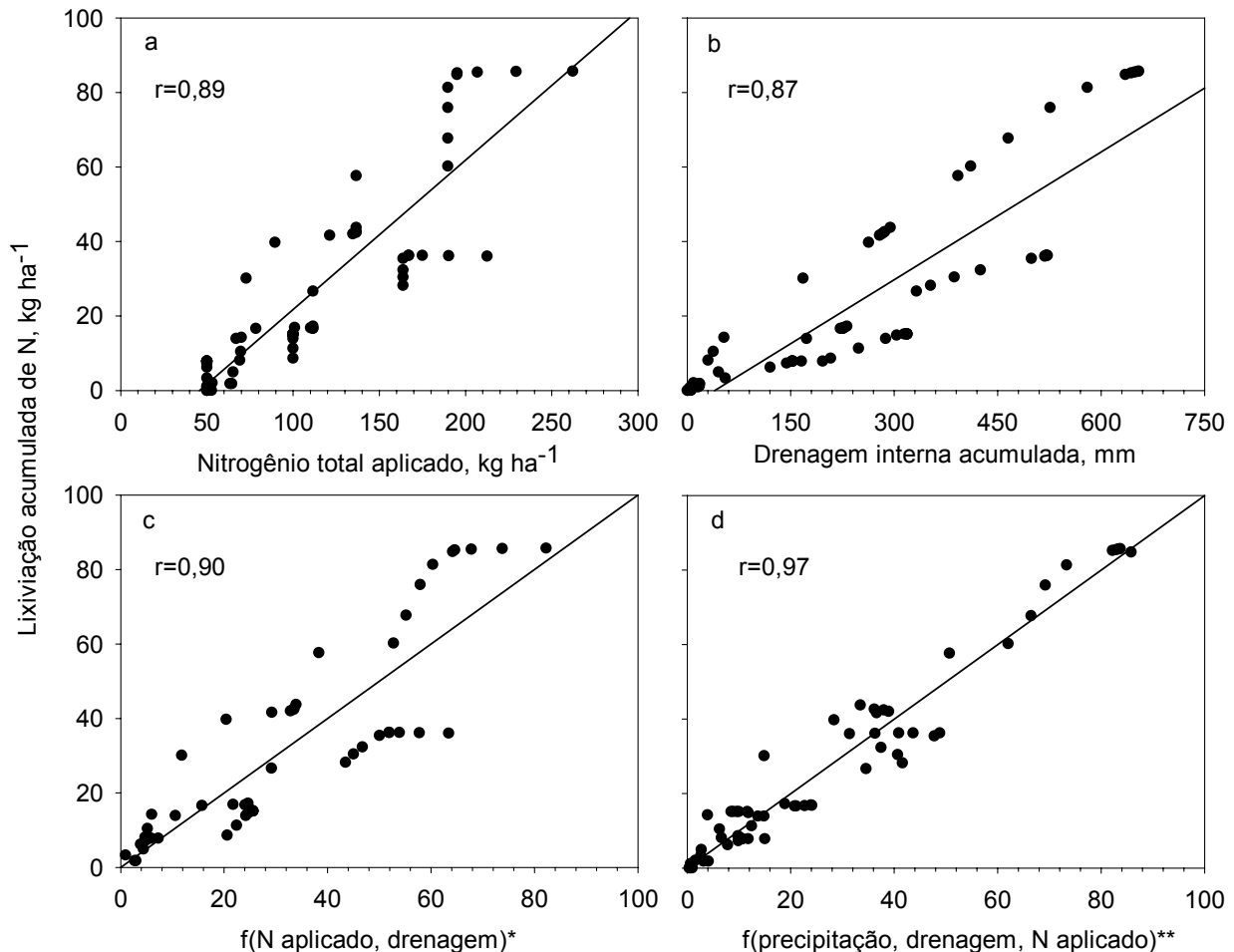


Figura 5.3 – Nitrogênio total lixiviado em função de (a) total de nitrogênio aplicado, (b) drenagem acumulada, (c) N aplicado, drenagem acumulada e (d) N aplicado e drenagem acumulada e precipitação pluvial. * = $-14,36 + 0,25 \text{ N aplicado} + 0,04 \text{ drenagem}$ e ** = $-13,8 + 0,016 * \text{ precipitação} + 0,288 * \text{ N aplicado} - 0,0004 * \text{ precipitação} * \text{ drenagem} - 0,00002 * \text{ precipitação} * \text{ drenagem} - 0,0014 * \text{ N aplicado} * \text{ drenagem}$

A estimativa da lixiviação de nitrato depende de dois fatores principais que são medidos ou estimados separadamente (i) a concentração de nitratos na solução do solo e (ii) o fluxo da solução. Addiscott (1996) em uma revisão sobre os problemas relacionados às medidas de lixiviação de nitrogênio discutiu principalmente os problemas relacionados com a concentração de nitrogênio na solução do solo. No entanto em nosso estudo, mesmo com um alto coeficiente de variação da concentração de nitrato na solução do solo (Tabela 5.6), esta foi responsável por apenas 2,6% da

variabilidade do fluxo de N (Tabela 5.8). Em nossa abordagem a variabilidade dos parâmetros θ_s e θ_r não causaram alteração na variância das medidas de nitrogênio total lixiviado. A variação dos parâmetros n e α tiveram uma influência pequena sobre a variância do N lixiviado, mas a interação entre esses parâmetros tiveram uma contribuição significativa. Devido o efeito logarítmico do potencial da água no solo sobre o conteúdo de água no solo, este foi determinante na definição da variância da lixiviação de nitrogênio. A variabilidade das medições potencial de água no solo, bem como a interação entre essas medidas foram responsáveis por até 70% da variância nas medidas de lixiviação de nitrogênio. A variabilidade do potencial no ponto A (superior) teve maior contribuição para a variância do que a variabilidade no ponto B (inferior) para a variância da lixiviação de N. Para que ocorra drenagem interna de solução é necessário que o potencial no ponto superior seja maior do que o potencial no ponto inferior, embora a diferença de profundidade tenha fundamental importância na definição do potencial total, nesta situação, geralmente a camada superior apresentou maior potencial matricial que resulta em maior teor de umidade e consequentemente maior variação no fluxo.

Tabela 5.8– Porcentagem da variância da quantidade de nitrogênio lixiviado explicada por cada componente

Componente da variância	WI	T100	T150	Média
	% da variância total			
Conteúdo residual de água (θ_r)	0	0	0	0
Conteúdo de água no solo saturado (θ_s)	0	0	0	0
Coeficiente alfa (α)	2	9	10	7
Coeficiente n (n)	5	1	2	3
Interação entre α e n	14	17	39	23
Potencial no ponto superior (A)	55	29	26	37
Potencial no ponto inferior (B)	3	28	6	12
Interação entre A e B	13	12	12	12
Condutividade hidráulica saturada (k_s)	5	1	2	3
Concentração de nitrogênio	3	2	3	3

5.4 Conclusões

O N presente no EETE deve ser considerado na recomendação de fertilizantes para áreas irrigadas com EETE, pois a irrigação forneceu mais nitrogênio do que a necessidade da cultura, e o excesso da aplicação do nutriente pode favorecer sua lixiviação.

As perdas de fósforo foram inexpressivas nas condições de desenvolvimento do experimento.

Os modelos para a predição da lixiviação de N devem considerar N aportado, drenagem e precipitação.

Apesar de eventos de elevada concentração de nitrogênio, a irrigação com 100% da necessidade hídrica da cultura não provocou lixiviação em níveis que pudesse causar aumentos da concentração de N em águas subterrâneas para acima do limite considerado seguro para o consumo humano.

A propagação do erro das medidas do potencial da água no solo representou até 70% da variância do fluxo de nitrogênio através do solo.

Referências

ADDISCOTT, T.M. Measuring and modeling nitrogen leaching: parallel problems. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 181, p. 1-6, 1996.

BARTON, L.; SCHIPPER, L.A.; BARKLE, G.F.; McLEOD, M., SPEIR, T.W.; TAYLOR, M.D.; MCGILL, A.C.; SCHAIK, A.P. van, FITZGERALD, N.B., PANDEY, S.P. Land application of domestic effluent onto four soil types: plant uptake and nutrient leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 635-643, 2005.

BOND, W.J. Effluent irrigation: an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood Victoria, v. 36, p. 543-555, 1998.

BRENNAN, R.F.; BOLLAND, M.D.A.; FEFFERY, R.C.; ALLEN, D.G. Phosphorus adsorption by a range of Western Australian soils related to soil properties. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 25, p. 2785-2795, 1994.

BUCZKO, U.; KUCHENBUCH, R.O.; LENNARTZ, B. Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. **Journal of Environmental Management**, London, v. 91, p. 1305-1315, 2010.

DUAN, R.; FEDLER, C.B.; SHEPPARD, C.D. Nitrogen leaching losses from a wastewater land application system. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 82, p. 227-235, 2010.

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 37-51, 1996.

GENUCHTEN, M. Th. Van. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 892-898, 1980.

GHIBERTO, P.J.; LIBARDI, P.L.; BRITO, A.S.; TRIVELIN, P.C.O. Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 1443-1448, 2009.

_____. Nitrogen fertilizer leaching in an Oxisol cultivated with sugarcane. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 68, n. 1, p. 86-93, 2011.

GLOAGUEN, T.V.; FORTI, M.C.; LUCAS, Y.; MONTES, C.R.; GONÇALVES, R.A.B.; HERPIN, U.; MELFI, A.J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 88, p. 119-131, 2007.

LEAL, R.M.P.; FIRME, L.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; MONTES, C.R.; DIAS, C.T.S.; MELFI, A.J. Carbon and nitrogen cycling in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, p. 271-276, 2010.

McLEOD, M.; SCHIPPER, L.A.; TAYLOR, M.D. Preferential flow in a well drained and poorly drained soil under different overhead irrigation regimes. **Soil Use and Management**, Malden, v. 46, p. 96-100, 1998.

OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; MORATTI, J. Leaching of nitrogen, potassium, calcium and magnesium in a Sandy soil cultivated with sugarcane. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p. 861-868, 2002.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2010.

RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H. Outras culturas industriais. In: RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. cap. 22, p. 233-243.

REICHERT, J.M.; SUZUKI, L.E.A.S.; REINERT, D.J.; HORN, R.; HÅKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, p. 222-254, 2009.

SERHAL, H.; BERNARD, D.; KHATTABI, J.; SABINE, B.L.; SHAHROUR, I. Impact of fertilizer application and urban wastes on the quality of groundwater in the Cambrai Chalk aquifer, Northern France. **Environmental Geology**, Berlin, v. 57, p. 1579-1592, 2009.

SELING, K.; KAGE, H.N. balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 115, p. 261-269, 2006.