



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MONTES CLAROS**

**LIXIVIAÇÃO DE NITRATO EM COLUNAS DE  
SOLO COM DIFERENTES DENSIDADES  
APARENTES E FONTES DE EFLUENTE  
LÍQUIDO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTO DOMÉSTICO**

**HÉLIO RODRIGUES DOS SANTOS**

**2011**

**HÉLIO RODRIGUES DOS SANTOS**

**LIXIVIAÇÃO DE NITRATO EM COLUNAS DE SOLO COM  
DIFERENTES DENSIDADES APARENTES E FONTES DE EFLUENTE  
LÍQUIDO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Montes Claros, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Produção Vegetal no Semiárido, área de concentração em Produção Vegetal, para obtenção do título “Magister Scientiae”.

**Orientador**  
**Prof. Dr. Marcos Koiti Kondo**

**JANAÚBA**  
**MINAS GERAIS – BRASIL**  
**2011**

S2371 Santos, Hélio Rodrigues dos.  
Lixiviação de nitrato em colunas de solo com diferentes densidades aparentes e fontes de efluente líquido de tratamento de esgoto doméstico. [manuscrito] / Hélio Rodrigues dos Santos. – 2011.  
62 p.

Dissertação (mestrado)-Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal no Semiárido, Universidade Estadual de Montes Claros-Janaúba, 2011.

Orientador: Prof<sup>o</sup>. D.Sc. Marcos Koiti Kondo.

**HÉLIO RODRIGUES DOS SANTOS**

**LIXIVIAÇÃO DE NITRATO EM COLUNAS DE SOLO COM  
DIFERENTES DENSIDADES APARENTES E FONTES DE EFLUENTE  
LÍQUIDO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

**APROVADA em 29 de abril de 2011.**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Montes Claros, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal no Semiárido, área de concentração em Produção Vegetal, para obtenção do título “Magister Scientiae”

---

**Prof. Dr. Marcos Koiti Kondo**  
(Orientador – UNIMONTES)

---

**Prof. Dr. Rodinei Facco Pegoraro**  
(Co-orientador – UNIMONTES)

---

**Prof. Dr. Ignacio Aspiazú**  
(UNIMONTES)

---

**Dr. Arley Figueiredo Portugal**  
(EMBRAPA/CNPMS)

**JANAÚBA  
MINAS GERAIS-BRASIL  
2011**

Aos meus pais, irmãos, sobrinhas, sobrinhos, amigos, colegas,  
professores, enfim, a todos que me apoiaram e deram força nesta jornada em  
busca de conhecimento.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por esse momento de realização e por ter iluminado o meu caminho durante todos esses anos.

Aos meus pais Maria Áurea dos Santos e João Rodrigues dos Santos (*In Memoriam*), às minhas irmãs Lourdes, Neuza e Iracy, aos meus irmãos Manoel e Antônio, às minhas sobrinhas Ana Paula, Gabriela, Patrícia, Ariane e Clara aos meus sobrinhos Luis, Frederico, Felipe, João Henrique, Paulo Vitor, Lucas e Guilherme, pessoas que amo muito e que são importantes em minha vida, pelo carinho e apoio

À Universidade Estadual de Montes Claros (UNIMONTES), por meio de seu corpo docente, que trabalhou para meu engrandecimento profissional.

Ao Professor Marcos Koiti Kondo, pela orientação e sugestões.

À Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais, pelo fornecimento de materiais usados no desenvolvimento do presente trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão de bolsa de estudos;

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pelo apoio financeiro.

À minha família, amigos, colegas e professores que me incentivaram, contribuindo de algum modo para minha formação.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	i
LISTA DE FIGURAS.....	iii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT.....	v
1 - INTRODUÇÃO.....	1
2 - REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
2.1 - A água e sua importância.....	3
2.2 - Contaminação da água.....	4
2.3 - Estações de Tratamento de Esgoto e seus produtos finais.....	7
2.3.1 - Uso de lodo de esgoto na agricultura.....	9
2.3.2 - Reuso de esgoto tratado na agricultura.....	12
2.4 - O nitrogênio e o nitrato.....	14
2.5 - Lixiviação de nutrientes.....	17
2.6 - Lixiviação de nitrato.....	19
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 - Desenvolvimento do experimento.....	26
3.2 - Método para análise do nitrato lixiviado.....	29
3.3 - Preparo da solução de nitrato.....	30
3.4 - Método para análise estatística.....	31

4 - RESULTADO E DISCUSSÃO.....	32
5 - CONCLUSÕES.....	44
6 - REFERENCIAL TEÓRICO.....	45



## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde.....	19
TABELA 2 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (0 - 20 cm).....	25
TABELA 3 – Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (20 - 40 cm).....	25
TABELA 4 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (40 - 60 cm).....	25
TABELA 5 - Caracterização de efluentes utilizados no experimento.....	25
TABELA 6 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (0 - 20 cm).....	28
TABELA 7 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (20 - 40 cm).....	28
TABELA 8 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (40 - 60 cm).....	28
TABELA 9 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (0 - 20 cm).....	28

TABELA 10 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (20 - 40 cm).....	29
TABELA 11 - Características químicas e físicas do solo da ETE de Janaúba (40 - 60 cm).....	29
TABELA 12 - Resumo da análise de variância (ANAVA), para efluente, densidade e interação de efluente e densidade.....	32
TABELA 13 - Resumo da análise de variância (ANAVA), para os efluentes avaliados.....	38
TABELA 14 - Resumo da análise de variância (ANAVA), para os teores de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) nos efluentes avaliados.....	38

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Regressão da dinâmica de lixiviação de nitrato proveniente de efluente CT (com tratamento) e efluente ST (sem tratamento), em colunas de solo.....	33
---	----

## RESUMO

SANTOS, Hélio Rodrigues dos. **Lixiviação de nitrato em colunas de solo com diferentes densidades aparentes e fontes de efluente líquido de tratamento de esgoto doméstico**. 2011. 62 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal no Semiárido) – Universidade Estadual de Montes Claros, Janaúba, MG.<sup>1</sup>

Objetivou-se a avaliação do movimento do nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), proveniente de efluente tratado e efluente sem tratamento, utilizando um Latossolo Vermelho Eutrófico de textura média, quatro densidades de solo ( $D1 = 1,0$ ;  $D2 = 1,2$ ;  $D3 = 1,4$  e  $D4 = 1,6 \text{ g cm}^{-3}$ ), em monólito de solo de 600 mm de comprimento e 150 mm de diâmetro montados em colunas de PVC de 700 mm de comprimento e 150 mm de diâmetro. Após saturação com água destilada, foi mantido na parte superior de cada coluna, por meio de frasco de Mariotte, um fluxo contínuo de efluente. Foi coletado, para cada coluna, um total de 100 mL do efluente percolado, que foram analisados em Espectrofotômetro com leitura em UV para detecção das concentrações de nitrato. Os resultados da lixiviação de efluente tratado, mostraram que a densidade D1 apresentou a maior concentração de nitrato ( $2,77 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ ), com uma queda acentuada das concentrações nas densidades D3 e D4. Os resultados da lixiviação de efluente bruto mostraram que à medida que se eleva a densidade do solo, as concentrações também aumentam, sendo esses valores mais acentuados para as colunas de solo com densidades D3 e D4.

Palavras - chave: reúso de água, contaminação, lençol freático.

---

<sup>1</sup> Comitê Orientador: Prof. Dr. Marcos Koiti Kondo – DCA/UNIMONTES (Orientador); Prof. Dr. Rodinei Facco Pegoraro – DCA/UNIMONTES (Co-orientador); Prof. Dr. Ignacio Aspiazú – DCA/UNIMONTES; Dr. Arley Figueiredo Portugal – EMBRAPA/CNPMS.

## ABSTRACT

SANTOS, Hélio Rodrigues dos. **Nitrate leaching in soil columns with different apparent densities and sources of wastewater treatment of domestic sewage.** 2011. 62 p. Dissertation (Master's degree in Plant Production in the Semiarid) – Universidade Estadual de Montes Claros, Janaúba, MG.<sup>2</sup>

The present work was carried out in order to evaluate the movement of the nitrate ( $\text{N-NO}_3^-$ ), originate from wastewater and treated wastewater, using an Oxisol Eutrophic medium texture, four soil densities ( $D1 = 1,00$ ;  $D2 = 1,20$ ;  $D3 = 1,40$  e  $D4 = 1,60 \text{ g cm}^{-3}$ ), in soil monolith of 600 mm and 150 mm in diameter set in PVC columns of 700 mm of length and 150 mm of diameter. After saturation with distilled water, it was kept on top of each column, by means of a Mariotte bottle, a continuous flow of effluent. It was collected for each column, a total of 100 mL of effluent leachate, which were analyzed by UV spectrophotometer reading for detection of nitrate concentration. The results of leaching of treated effluent showed that the density of D1 presented the highest concentration ( $2.77 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ ), with a sharp drop in concentrations of nitrate in the density D3 and D4. The results of effluent leaching showed that as it raises the density of the soil, the concentrations also increase, these values being higher for the columns with densities D3 and D4.

Key words: water reuse, contamination, groundwater.

---

<sup>2</sup> Guidance committee: Prof. D.Sc. Marcos Koiti Kondo – DCA/UNIMONTES (advisor); Prof. D.Sc. Rodinei Facco Pegoraro – DCA/UNIMONTES (co-advisor); Prof. D.Sc. Ignázio Aspiazú - DCA/UNIMONTES; Researcher – D.Sc. Arley Figueiredo Portugal – EMBRAPA/CNPMS.

## 1 – INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à sobrevivência de todas as espécies que habitam a Terra e é componente fundamental de dinâmica da natureza. Considerada o solvente universal, impulsiona todos os ciclos, sustentando a vida. No nosso planeta, observa-se que uma porção de cerca de 3/4 é composta de água, sendo que esta ainda se divide em água salgada, que corresponde a 97% do total disponível, e água doce, com apenas 3%. Dessa pequena porção de água doce, tem-se que somente 1% dela é potável, ou seja, apta ao consumo, uma vez que o restante encontra-se nas calotas polares e nas geleiras (PEIXOTO FILHO e BONDAROVSKY, 2000). A água subterrânea é considerada um bem econômico e fonte imprescindível de abastecimento para consumo humano, para as populações que não têm acesso à rede pública de abastecimento ou para aqueles que, tendo acesso, tem fornecimento de forma irregular (FREITAS *et al.*, 2001).

Os ecossistemas aquáticos são extremamente vulneráveis aos impactos provocados pela atividade humana, o que pode ser verificado através de análises das características das águas continentais localizadas em áreas com diferentes graus de concentração humana (CAMARGO *et al.*, 1995). O destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas e tanques sépticos, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais, postos de combustíveis e de lavagem e a modernização da agricultura representam fontes de contaminação das águas, principalmente as reservas subterrâneas, por bactérias, vírus patogênicos, parasitas, substâncias orgânicas e inorgânicas (SILVA e ARAUJO, 2003).

Dentre os compostos contaminantes da água subterrânea, o nitrato vem tomando posição de destaque, uma vez que é nocivo à saúde humana e cada vez mais é encontrada em águas subterrâneas. Esse íon geralmente ocorre em baixos teores nas águas superficiais, mas pode atingir altas concentrações em águas profundas. O seu consumo por meio das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde: a indução à metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (BOUCHARD *et al.*, 1992)

Em virtude da poluição provocada por lançamentos de esgotos *in natura* em cursos d'água, estações de tratamento de esgoto vêm sendo implementadas nas principais cidades brasileiras, obtendo-se, geralmente, considerável redução da carga orgânica dos efluentes. No entanto, as estações de tratamento de esgoto defrontam-se com novo problema que é o destino do lodo de esgoto, o resíduo que permanece após o tratamento do esgoto (BOEIRA *et al.*, 2002).

O esgoto que chega às Estações de Tratamento passa por um pré-tratamento, para retirada de material grosseiro, onde, a partir de então, o esgoto passa por um processo de biodegradação, no qual microrganismos, principalmente bactérias, alimentam-se da matéria orgânica rica em nutrientes presentes, promovendo a decomposição desse material. É um processo que ocorre naturalmente no meio ambiente, porém, nas estações de tratamento de esgoto, ele é concentrado, de maneira mais eficiente e acelerado (COSTA *et al.*, 2008). O material passa, ainda, por um processo de decantação de duas fases: a líquida, denominada efluente líquido, e a sólida, que é denominada lodo de esgoto.

Nesse contexto, este trabalho objetivou abordar a problemática da contaminação da água por nitrato em decorrência da lixiviação do mesmo quando utilizado efluente tratado da Estação de Tratamento de Esgoto do município de Janaúba, MG, para irrigação.

## **2- REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1- A água e sua importância**

De forma talvez pouco visível, a cada dia, a água com qualidade adequada ao consumo humano vem se tornando mais escassa, o que tem chamado a atenção da comunidade científica e da sociedade organizada para a fragilidade dos ciclos naturais, responsáveis pela renovação e pela disponibilidade de água, que tem sido utilizada desde os primórdios das civilizações em diferentes partes do mundo (RESENDE, 2002).

A água é um recurso natural essencial para a sobrevivência de todas as espécies que habitam a Terra. Nosso Planeta é chamado por nós de Planeta Água, devido a sua constituição ser de 3/4 de água, porém deste total 97% são de água salgada e apenas 3% de água doce. Desses 3% apenas 1% é de água potável (ANTUNES, 2005).

Na natureza, a água se encontra em contínua circulação, fenômeno conhecido como ciclo da água ou ciclo hidrológico. A água dos oceanos, dos rios, dos lagos, da camada superficial dos solos e das plantas evapora por ação dos raios solares. O vapor formado vai constituir as nuvens que, em condições adequadas, condensam-se e precipitam-se em forma de chuva, neve ou granizo. Parte da água das chuvas infiltra-se no solo, outra parte escorre pela superfície até os cursos de água ou regressa à atmosfera pela evaporação, formando novas nuvens. A porção que se infiltra no solo vai abastecer os aquíferos, reservatórios de água subterrânea que, por sua vez, vão alimentar os rios e lagos (BRASIL, 2005).



Considerada solvente universal, é uma das poucas substâncias que pode ser encontrada nos três estados físicos: gasoso, líquido e sólido. É necessária para a produção de alimentos e para a higiene de modo geral. As indústrias utilizam grandes quantidades de água, seja como matéria-prima, seja na remoção de impurezas, na geração de vapor e na refrigeração (CORREA, 2008). Porém, é a agricultura a atividade que mais consome água: utilizando cerca de 70% de toda a água doce procedente de lagos, cursos d'água e aquíferos. Nos países em desenvolvimento o consumo é ainda mais elevado, podendo chegar até a 95%. A importância de proteger os rios e vias de irrigação, melhorar as técnicas de regadia e os métodos de manejo de gado são aspectos fundamentais para conservação da água (FAO, 2007). Atualmente tem-se dado uma maior atenção à preservação das reservas de água doce (aquíferos em geral), devido ao fato de que a água potável é um bem não renovável (PNUMA, 2004).

## **2.2 Contaminação da água**

Segundo Tundisi (1999), alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos ameaçam a sobrevivência humana e as demais espécies do planeta, estando os desenvolvimentos econômico e social dos países fundamentados na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de sua conservação e proteção.

A qualidade da água de uma microbacia pode ser influenciada por diversos fatores como: o clima, a cobertura vegetal, a topografia, a geologia, bem como o tipo, o uso e o manejo do solo da bacia hidrográfica (DONADIO *et al.*, 2005). Ainda, a qualidade da água é afetada por processos de contaminação antrópicos, afetando desde as águas superficiais até as reservas subterrâneas: lençóis freáticos e aquíferos.

A contaminação das águas superficiais e lençóis freáticos ocorre por tipos diferentes de poluição: a poluição física provoca a turbidez e formação de bancos de lodo; a poluição química é provocada pelos detergentes e resíduos tóxicos industriais e agrícolas dentre outros, atuando como estímulo à eutrofização; o chorume é exemplo de poluição bioquímica, que causa a redução no nível de oxigênio das águas, elevando sua Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Por fim, a poluição biológica ocorre através dos coliformes fecais e outros patogênicos trazidos aos corpos d'água pelos resíduos. Essas poluições são particularmente danosas se considerarmos que o Brasil possui o maior manancial de água doce subterrânea do mundo, o Aquífero Guarany (LIMA, 2004; SCARLATO e PONTIN, 2009).

Um grave problema para a qualidade da água é a descarga de esgotos, sem nenhum tratamento, em rios e represas que abastecem as cidades e irrigam as plantações.

O Ministério das Cidades afirma que no Brasil, cerca de 60 milhões de brasileiros (9,6 milhões de domicílios urbanos) não são atendidos pela rede de coleta de esgoto e, destes, aproximadamente 15 milhões (3,4 milhões de domicílios) não têm acesso à água encanada. Ainda mais alarmante é a informação de que, quando coletado, apenas 25% do esgoto são tratados, sendo o restante despejado *in natura*, ou seja, sem nenhum tipo de tratamento, nos rios ou no mar.(BRASIL, 2005).

Assim sendo, várias ONGs e Governos de muitos países, têm-se mostrado preocupados em evitar a contaminação de suas reservas de água doce. Um contaminante que tem merecido destaque atualmente é o nitrato, uma vez que a contaminação do solo por esse composto se dá por meios que vão desde a disposição incorreta de materiais orgânicos e esgoto até a atividade agrícola. Esse íon geralmente ocorre em baixos teores nas águas superficiais, mas pode atingir altas concentrações em águas profundas.

A garantia de consumo humano de água segundo padrões de potabilidade adequados é questão relevante para a saúde pública. No Brasil, a Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano, aprovada pela portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde, define os valores máximos permissíveis (VMP) para as características bacteriológicas, organolépticas, físicas e químicas da água potável (BRASIL, 2000). Porém, a legislação federal vigente não estabelece limites para as concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio albuminoide. Assim, devido aos efeitos adversos à saúde causados pelos compostos nitrogenados, considera-se importante a inclusão dos limites desses compostos.

O consumo de nitrito por meio das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde: a indução à metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (BOUCHARD *et al.*, 1992).

O desenvolvimento da metemoglobinemia a partir do nitrato nas águas potáveis depende da sua conversão bacteriana para nitrito durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal. As crianças, principalmente as menores de três meses de idade, são bastante susceptíveis ao desenvolvimento desta doença devido às condições mais alcalinas do seu sistema gastrointestinal, fato também observado em pessoas adultas que apresentam gastroenterites, anemia, porções do estômago cirurgicamente removidas e mulheres grávidas (ALABURDA e NISHIHARA, 1998; BOUCHARD *et al.*, 1992). O nitrito, quando presente na água de consumo humano, tem um efeito mais rápido e pronunciado do que o nitrato. Se o nitrito for ingerido diretamente, pode ocasionar metemoglobinemia independente da faixa etária do consumidor (BATALHA e PARLATORE, 1993).

As nitrosaminas e nitrosamidas podem surgir como produtos de reação entre o nitrito ingerido ou formado pela redução bacteriana do nitrato, com as

aminas secundárias ou terciárias e amidas presentes nos alimentos. O pH ótimo para a reação de nitrosaminação é entre 2,5 a 3,5, faixa semelhante à encontrada no estômago humano após a ingestão de alimentos. Tanto as nitrosaminas como as nitrosamidas estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais usados como cobaia de laboratório (BOUCHARD *et al.*, 1992).

No Brasil, assim como em todo o resto do mundo, existem fontes de contaminação como: ETE (Estação de Tratamento de Esgoto), Lixões, Aterros controlados, Pocilgas e Cemitérios que são locais onde há uma elevada formação de Nitrato. Há ainda a aplicação de águas residuárias (efluente) que por serem ricas em nitratos podem ser fonte de contaminação de aquíferos. Durante anos, essa prática tornou-se desaconselhável devido à presença de patógenos e preocupação com a saúde pública. No entanto, os problemas de escassez de água e o aumento das pesquisas sobre técnicas de aplicação segura e controlada de águas residuárias na agricultura chamaram a atenção ao uso de resíduos orgânicos tratados como alternativa aos fertilizantes químicos empregados na produção agrícola, principalmente quando diz respeito ao lodo de esgoto, um dos resíduos do tratamento de esgotos urbanos.

### **2.3 Estações de Tratamento de Esgoto e seus produtos finais**

Estima-se que 49% da população da América Latina seja beneficiada com redes de coleta de esgoto, despejando diariamente cerca de 40 milhões de metros cúbicos de águas residuárias em rios, lagos ou mares, causando impacto ecológico, social e econômico (AZEVEDO e OLIVEIRA, 2005).

Embora a maioria dos países desenvolvidos já tenham adequado seus sistemas para gerenciar os resíduos produzidos no processo de tratamento, atualmente, um grande número de estações de tratamento de água ainda lança esse material diretamente nos cursos d'água, principalmente nos países em

desenvolvimento. Essa atividade acarreta impactos ambientais significativos que têm levado os órgãos ambientais a exigirem das operadoras a implantação de alternativas de disposição desse resíduo. A toxicidade potencial do lodo de ETAs depende, principalmente, das características da água bruta, dos produtos químicos utilizados no tratamento e das reações ocorridas no processo. Dentre as alternativas de destinação final mais usada nos países desenvolvidos estão a disposição em aterros sanitários, a aplicação controlada no solo e a reciclagem, em que os resíduos são reutilizados para gerar algum bem ou benefício à população (ANDREOLI, 2001).

Os esgotos, segundo Rocha e Silva (2005), possuem características físico-químicas variáveis, apresentam um teor de sólidos de 0,08% e 99,2% de água; com uma temperatura ligeiramente superior à das águas de abastecimento, variando conforme a estação do ano; com um odor relativamente desagradável, quando do esgoto fresco, sendo um odor fétido no esgoto séptico devido à liberação de gás sulfídrico e outros produtos da decomposição; possui uma cor ligeiramente cinza no esgoto fresco e cinza-escuro ou preto em esgoto séptico, sendo que os produtos responsáveis pela cor são os sólidos dissolvidos, onde esgotos mais frescos ou mais concentrados geralmente possuem maior turbidez.

Quanto às características químicas, Rocha e Silva (2005) relatam que essas se dividem em dois grandes grupos: matéria orgânica e inorgânica. Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica, geralmente composta com combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio, e nitrogênio, em cerca de 40 a 60% dos compostos são de proteínas, 25 a 50% de carboidratos, cerca de 10% de gorduras, óleos e traços de ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas, etc. Quanto à porção inorgânica, essas são formadas principalmente por areia e substâncias minerais dissolvidas. Além disso, os autores acrescentam a respeito dos organismos encontrados no esgoto, cuja maioria, é representados por bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas e alguns grupos de plantas e animais. Desses,

as bactérias são as mais importantes, uma vez que atuam na decomposição do material existente no esgoto.

O metabolismo da matéria carbonácea ocorre de duas formas genéricas, de acordo com a disponibilidade de oxigênio livre no meio: a aeróbica e a anaeróbica. No metabolismo aeróbico de decomposição, há gasto de oxigênio para metabolizar a matéria orgânica, convertendo-a em dois produtos inertes (água e gás carbônico), liberando energia. Já na conversão anaeróbica, há escassez de oxigênio no ambiente e esse processo gera dois compostos: um em seu maior estado de oxidação,  $\text{CO}_2$ , e o outro altamente oxidável, o  $\text{CH}_4$  que, por ser uma fase gasosa, se desprende do meio. Os fatores que controlam a velocidade com que esses processos de decomposição ocorrem são principalmente a temperatura, pH e luminosidade (ROCHA *et al.*, 2005).

O esgoto que chega às Estações de Tratamento passa por um pré-tratamento, para retirada de material grosseiro, em seguida, passa por um processo de biodegradação, no qual microrganismos, principalmente bactérias, alimentam-se da matéria orgânica rica em nutrientes presentes, promovendo a decomposição desse material. É um processo que ocorre naturalmente no meio ambiente, porém, nas estações de tratamento de esgoto esse processo é concentrado, de maneira mais eficiente e acelerado (COSTA *et al.*, 2008). O material passa, ainda, por um processo de decantação de duas fases: a líquida, denominada efluente líquido, e a sólida, que é denominada lodo de esgoto.

### **2.3.1 Uso do lodo de esgoto na agricultura**

O lodo de esgoto é um resíduo de composição predominantemente orgânica, obtido ao final do tratamento de águas servidas à população (VIEIRA e CARDOSO, 2003). Em consequência de sua riqueza em nutrientes, principalmente N e P, a utilização em terras agricultáveis tem apresentado opção

racional do uso desse composto orgânico (OLIVEIRA *et al.*, 1995; VIEIRA, 2001).

O uso agrícola desses resíduos tem sido recomendado por proporcionar benefícios agrônômicos, como elevação do pH do solo, redução da acidez potencial e aumento na disponibilidade de macronutrientes. Além disso, deve ser mencionado que o uso agrícola do biossólido representa um benefício de ordem social, pela disposição final menos impactante do resíduo no ambiente, assim como a economia de fertilizantes químicos que esse material pode proporcionar (MALDONADO, 2005).

Em geral, os lodos de esgoto são ricos em N, o que significa que possuem alto potencial para serem utilizados como fertilizantes nitrogenados. Esse composto está presente em várias formas orgânicas e inorgânicas e nem todas são disponíveis para a nutrição da planta. O biossólido, além de ser fonte de matéria orgânica e nutrientes, contribui também para a contaminação do solo com metais pesados. Os metais pesados não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo. A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização do nitrogênio e a nitrificação podem ser inibidos em locais contaminados por metais pesados (TSUTIYA, 1999).

A aplicação de esgoto no solo constitui uma das formas mais antigas de disposição final de esgotos sanitários. Surgiu como forma de tratamento de esgoto, mas despertou o interesse de agricultores para sua aplicação na agricultura. Durante anos, essa prática tornou-se desaconselhável devido à presença de patógenos e preocupação com a saúde pública; no entanto, os problemas de escassez de água e o aumento das pesquisas sobre técnicas de aplicação segura e controlada de águas residuárias na agricultura fizeram ressurgir o interesse pelo assunto (AZEVEDO e OLIVEIRA, 2005).

Destaca-se que a escolha do método de aplicação, assim como o tipo de cultura e o manejo utilizados exercem papel fundamental na qualidade microbiológica dos alimentos produzidos (EL-HAMOURI *et al.* 1996).

Outro ponto a se considerar para a recomendação do lodo de esgoto como fertilizante nitrogenado é a taxa de mineralização desse componente, uma vez que em condições de campo ocorrerão flutuações consideráveis quanto à umidade e temperatura, onde uma maior precipitação pluviométrica ou alta umidade no solo e nos dias mais quentes haverá um aumento na mineralização do N orgânico. Essa taxa de mineralização é mensurada em laboratório sob condições controladas, o que subestima os valores reais em condições de campo. Ainda, deve-se considerar que as quantidades de N exigidas pela cultura e fornecidas por fertilizantes são aplicadas de forma parcelada e em períodos de maior demanda da cultura, evitando-se que ocorram perdas para o ambiente. Tal fato não é levado em consideração quando se utiliza o lodo de esgoto, o que poderá ocasionar grandes perdas de N, principalmente no início do cultivo de diferentes plantas. Esse fato se torna mais crítico em cultivos realizados em períodos de chuvas, uma vez que alta umidade aumenta a lixiviação do nitrato no solo. O processo ideal de se determinar a taxa de mineralização do lodo de esgoto utilizado para fertilização do solo é acompanhar a mineralização do nitrogênio no solo, visto que pode ocorrer um desbalanço nesse processo, em que se elevam teores de nitrato no solo, podendo contaminar as águas subterrâneas por meio da lixiviação ou mesmo provocar o desprendimento do óxido nítrico por meio da desnitrificação (VIEIRA e CARDOSO, 2003).

Azevedo e Oliveira (2005), trabalhando com a aplicação de efluentes líquidos em cultivo de pepino em casa de vegetação sob irrigação subsuperficial, observaram que a irrigação com o efluente contribuiu significativamente para o aumento no teor de nitrogênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, potássio, cálcio, magnésio, zinco e enxofre retidos na solução do solo, contribuindo,



consequentemente, para um aumento na produção de pepino conduzido em estufa.

Quando se comparou a produtividade de algodoeiro entre a fertilização com cinza de madeira e lodo de esgoto, Sofiatti *et al.* (2007) constataram que a aplicação de 6,0 toneladas de lodo de esgoto proporcionou a máxima produção do algodoeiro cultivar Rubi. Vale ressaltar que o lodo de esgoto proporcionou melhor desenvolvimento vegetativo e produtivo das plantas, em relação à adubação com cinza de madeira.

A aplicação de lodo de esgoto em um argissolo vermelho-amarelo, cultivado com cana-de-açúcar, proporcionou melhoria nos atributos químicos do solo, conforme observado por Silva *et al.* (2001). Tal aplicação proporcionou redução da acidez do solo, fornecendo Ca, P, S, Zn e aumentando a capacidade de troca catiônica do solo. Porém, os mesmo autores observaram ainda, que esse efeito durou somente um ano agrícola, o que leva a supor que as aplicações de lodo devem ser feitas a cada plantio. Também foi verificado que a aplicação de lodo de esgoto aumentou os teores de metais pesados, permanecendo ainda nos níveis considerados seguros ao meio ambiente. Essas observações servem para alertar sobre a necessidade de monitoramento da aplicação do lodo de esgoto, já que sua reaplicação torna-se necessária, resultando em acúmulo de metais pesados, e pode chegar a um nível prejudicial no solo. Considerando ainda, o processo de lixiviação, esse fato se torna destaque, pois os metais pesados podem atingir o lençol freático.

### **2.3.2 Reuso de esgoto tratado na agricultura**

A utilização de esgotos tratados na indústria e na agricultura já é uma realidade em muitos países, localizados em regiões áridas e semiáridas, a exemplo dos Estados da Califórnia, Arizona, Nevada e Colorado, nos Estados

Unidos e em alguns países do Oriente Médio (SILVA e HESPANHOL, 2002). São vários os benefícios da água de reuso proveniente de tratamento de esgotos na agricultura, dos quais pode-se mencionar a possibilidade de substituição parcial de fertilizantes químicos, com a diminuição do impacto ambiental, em função da redução da contaminação dos cursos d'água; um significativo aumento na produção, tanto qualitativo quanto quantitativo; além da economia da quantidade de água direcionada para a irrigação, que pode ser utilizada para fins mais nobres, como o abastecimento público (BERNARDI, 2003). Segundo Santos *et al.* (2010), os resíduos gerados pela agroindústria podem ser utilizados na agricultura como forma de substituir parcialmente fertilizantes comerciais sintéticos. A exemplo disso, Maggi *et al.* (2011) afirmam que utilização de águas residuárias de suinocultura em lavouras, como fertilizante ou forma de descarte, é uma prática rotineira e, às vezes, a única fonte de nutrientes à cultura, sendo esta forma de amenizar os custos de produção, visando ao aumento do lucro das pequenas propriedades. Outro exemplo é citado por Silva *et al.* (2005), ao afirmarem que o setor sucroalcooleiro é um dos setores que melhor uso faz dos efluentes gerados aplicando-os nos canaviais; e isto não se dá apenas devido à crescente consciência ambiental mas, sobretudo, porque os efluentes produzidos têm grande quantidade de nutrientes, não possuem metais pesados, nem sódio e alumínio em sua composição.

Azevedo e Oliveira (2005), trabalhando com a aplicação de efluentes líquidos em cultivo de pepino em casa de vegetação sob irrigação subsuperficial, observaram que a irrigação com o efluente contribuiu significativamente para o aumento no teor de nitrogênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, potássio, cálcio, magnésio, zinco e enxofre retidos na solução do solo, promovendo, conseqüentemente, para um aumento na produção de pepino conduzido em estufa.

## 2.4 O nitrogênio e o nitrato

O nitrogênio compõe aproximadamente 78% da atmosfera (nitrogênio livre) (Braga *et al.*, 2002). Entretanto, os animais e as plantas não podem absorvê-lo diretamente do ar na forma do gás  $N_2$ . Geralmente as formas disponíveis ou “combinadas” de nitrogênio para a nutrição dos seres vivos incluem as combinações amoniacais ( $NH_4^+$ ), nítricas ( $NO_3^-$ ) ou orgânicas (R- $NH_2$ ) que são metabolizadas visando à construção de biomassa. O nitrogênio desempenha papel importante no desenvolvimento dos seres vivos em geral, pois participa da constituição do ácido nucléico, das proteínas e da clorofila. O nitrogênio entra constantemente na atmosfera pela ação das bactérias desnitrificantes, e continuamente retorna ao ciclo pela ação das algas azuis e das bactérias fixadoras de nitrogênio (biofixação) (TAIZ e ZEIGER, 2004).

No ciclo do nitrogênio existem quatro mecanismos diferentes e importantes:

- Fixação do N atmosférico em nitratos;
- Amonificação;
- Nitrificação;
- Desnitrificação.

Na natureza, são poucas as formas vivas capazes de promover a fixação biológica do  $N_2$ . Alguns desses organismos têm vida livre, e entre eles podem-se citar certas algas azuis, como a *Nostoc*, e bactérias do gênero *Azotobacter* e *Clostridium*. Outros, considerados os mais importantes fixadores de  $N_2$ , vivem associados às raízes de leguminosas (feijão, soja, ervilha, alfafa, etc.). Nesse caso estão as bactérias *Rhizobium*, que vivem normalmente no solo, de onde alcançam o sistema radicular das leguminosas jovens e penetram através dos pêlos absorventes, instalando-se finalmente nos tecidos corticais das raízes; ali se desenvolvem, fixando o  $N_2$  atmosférico e transformando-o em sais

nitrogenados ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ ), que são utilizados pelas plantas. (SOUZA, 2008).

A fixação do nitrogênio por via biológica é a mais importante. O nitrogênio fixado é rapidamente dissolvido na água do solo e fica disponível para as plantas na forma de nitrato. Essas plantas transformam os nitratos em grandes moléculas que contêm nitrogênio e outras moléculas orgânicas nitrogenadas, necessárias à vida. Inicia-se, assim, o processo de amonificação. Quando os decompositores atuam sobre a matéria orgânica nitrogenada (proteína do húmus, por exemplo) liberam diversos resíduos para o meio ambiente, entre eles a *amônia* ( $\text{NH}_3$ ). Combinando-se com a água do solo, a amônia forma hidróxido de amônio que se ionizando, produz  $\text{NH}_4^+$  (íon amônio) e  $\text{OH}^-$  (hidroxila). Ao processo de decomposição, em que compostos orgânicos nitrogenados se transformam em amônia ou íon amônio, dá-se o nome de amonização. A oxidação dos íons amônio produz nitritos como resíduos nitrogenados, que são liberados para o meio ambiente. À conversão dos íons amônio em nitritos dá-se o nome de nitrosação. Os nitritos liberados pelas bactérias nitrosas (*Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*) são absorvidos e utilizados como fonte de energia por bactérias quimiossintetizantes do gênero *Nitrobacter*. Da oxidação dos nitritos formam-se os nitratos que, liberados para o solo, podem ser absorvidos e metabolizados pelas plantas. À conversão do nitrito (ou ácido nitroso) em nitrato (ou ácido nítrico) dá-se o nome de nitratação. A ação conjunta das bactérias nitrosas (*Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*) e nítricas (*Nitrobacter*) permite a transformação da amônia em nitratos. A esse processo denomina-se nitrificação e às bactérias envolvidas dá-se o nome de nitrificantes. Bactérias nitrificantes: compreendem as bactérias nitrosas (*Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*) e nítricas (*Nitrobacter*). No solo existem muitas bactérias (*Pseudomonas*, por exemplo) que, em condições anaeróbicas, utilizam nitratos em vez de oxigênio no processo respiratório. Ocorre, então, a conversão de

nitrito em  $N_2$ , que retorna à atmosfera, fechando o ciclo. À transformação dos nitratos em  $N_2$  dá-se o nome de desnitrificação, e as bactérias que realizam essa transformação são chamadas de desnitrificantes. O ciclo fecha-se a partir da atividade de certas espécies de bactérias, que efetuam a desnitrificação e devolvem o nitrogênio molecular,  $N_2$ , para a atmosfera (LESSA, 2007).

Os Nitratos são sais formados pelo ácido nítrico ( $HNO_3$ ) a partir de reações de oxidação normalmente associadas à ação de nitrobactérias em solos. Tais ácidos são facilmente solúveis em água e possuem grande mobilidade, podendo ser facilmente lixiviados, pois, apresentam carga negativa e não são adsorvidos pelos colóides do solo que apresentam predominantemente cargas negativas, daí a preocupação constante em relação à contaminação de aquíferos (ANDRADE, 2004; SOUSA, 2009).

Nas águas subterrâneas os nitratos ocorrem em teores em geral abaixo de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ . Nitritos e amônia são ausentes, pois são rapidamente convertidos a nitrato pelas bactérias. Pequeno teor de nitrito e amônia é sinal de poluição orgânica recente (ARAUJO, 2006).

Das diversas formas de nitrogênio presentes na natureza, a amônia ( $NH_3$ ) e, em especial, o nitrato ( $NO_3^-$ ) podem ser causas da perda de qualidade da água. Embora a amônia, quando presente na água em altas concentrações, possa ser letal aos peixes pela toxicidade que representa para esse grupo da fauna, a amônia originada no solo ou aplicada via fertilizante tende a ser rapidamente convertida a amônio ( $NH_4^+$ ) e esse, por sua vez, é convertido a nitrato pelo processo microbiológico da nitrificação. Portanto, o nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades do homem. Isso ocorre pelo fato de que o ânion nitrato, caracterizado por ser fracamente retido nas cargas positivas dos colóides, tende a permanecer mais em solução, principalmente, nas camadas superficiais do solo, nas quais a matéria orgânica acentua o caráter eletronegativo da fase sólida (repelindo o nitrato), e os fosfatos

presentes ocupam as cargas positivas disponíveis. Na solução do solo, o nitrato fica muito propenso ao processo de lixiviação e ao longo do tempo pode haver considerável incremento no teor de nitrato nas águas subterrâneas (RESENDE, 2002).

## **2.5 Lixiviação de nutrientes**

A lixiviação determina perda de nutrientes da zona radicular para camadas mais profundas do perfil do solo, tornando-os indisponíveis às culturas. Dessa forma, é uma preocupação constante a lixiviação de íons provenientes da solução do solo ou de fertilizantes nas várzeas. O volume de água percolado tem sido relatado como o principal responsável pelas perdas de nutrientes. A lixiviação de nutrientes varia com os atributos físicos do solo, como textura, estrutura, profundidade do perfil e, principalmente, porosidade. Dentre os atributos químicos que afetam a lixiviação, estão a capacidade de troca de cátions (CTC), e o pH. Solos com alta CTC apresentam maior capacidade de adsorção dos cátions, tornando-os menos suscetíveis à lixiviação. Com o aumento do pH, a CTC do solo se eleva e, conseqüentemente, os cátions disporão de maior número de cargas para adsorção (SANTOS *et al.*, 2002).

Aguiar *et al.* (2006) relatam que perdas de nutrientes são amplamente estudadas pela pesquisa científica, em particular quando se refere à lixiviação de N, K, Ca e Mg e alguns metais pesados. No entanto, poucos são os trabalhos em que, além das análises de solo, se tenham realizado as quantificações de nutrientes na água de drenagem.

Com o objetivo de se quantificar a movimentação de água no perfil do solo com conseqüente lixiviação de nutrientes ou contaminantes, muitos pesquisadores têm empregado metodologia que envolve o uso de colunas de solo com aplicação de líquido via Frasco de Mariotte. Nos estudos sobre

movimentação da solução no solo, sob condições de laboratório, o frasco de Mariotte é muito utilizado na manutenção de uma carga contínua de líquido (LIBARDI, 1999).

A presença de cargas positivas é muito maior em solos de regiões tropicais úmidas, com baixos teores de matéria orgânica e em estágio de intemperismo avançado do que em solos de regiões temperadas. Íons como o nitrato, que carregam cargas negativas, têm sua lixiviação dificultada, embora não totalmente impedida (ALCÂNTARA e CAMARGO, 2005).

É grande o potencial de utilização de águas residuárias provenientes de estações de tratamento de esgoto, de confinamentos (bovinos, suínos) na agricultura, passível de proporcionar economia e ganhos financeiros com o aumento do rendimento das culturas, redução da aplicação de fertilizantes químicos e consumo de água, resultando ainda em melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo. Todavia, podem ocorrer problemas de contaminação do solo, rios e cursos d'água devido ao mau uso de dejetos sem tratamento ou tratados de forma inadequada.

Tendo em vista que o nitrato é cancerígeno e é um dos causadores da doença conhecida como Metemoglobinemia ou síndrome do bebê azul, ficou estabelecido pela OMS - Organização Mundial de Saúde que as concentrações de  $\text{NO}_3^-$  em águas para consumo humano devem ser de, no máximo  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$  (PEDROSA e CAETANO, 2002). Enquanto que a portaria MS nº 518/2004 do Ministério da Saúde em seu Art.14 afirma que a água potável deve estar em conformidade com o padrão de substâncias químicas que representam risco para a saúde conforme a tabela 1 (BRASIL, 2004).

**TABELA 1** – Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde.

PARÂMETRO	UNID	VMP*
Antimônio	mg L	0,005
Arsênio	mg L	0,01
Bário	mg L	0,7
Cádmio	mg L	0,005
Cianeto	mg L	0,07
Chumbo	mg L	0,01
Cobre	mg L	2,0
Cromo	mg L	0,05
Fluoreto (2)	mg L	1,5
Mercúrio	mg L	0,001
Nitrato (como N)	mg L	10,0
Nítrito (como N)	mg L	1,0
Selênio	mg L	0,01

\* Valores máximos permissíveis

Fonte: adaptado da portaria MS 518/2004

## 2.6 Lixiviação de nitrato

O nitrato é uma das formas inorgânicas do N no solo e, juntamente, com o amônio, constitui produto final da mineralização do N orgânico, contido em qualquer resíduo orgânico após adição ao solo. Por ser repelido pelas partículas do solo, que geralmente apresentam carga elétrica líquida negativa, esse ânion permanece livre na solução. Em consequência disso, a quantidade presente na camada arável do solo, que não é aproveitada pelas plantas, fica sujeita à lixiviação, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados.

A adsorção do nitrato pelo solo tem relevância direta na sua dinâmica e, conseqüentemente, no manejo da adição desse ânion, seja por fertilização mineral ou aplicação de resíduos de origem agrícola ou industrial. Do ponto de



vista eletroquímico, existe uma grande diferença entre a adsorção de nitrato ao solo e a de outros oxiânions, pois ele não é adsorvido especificamente, sendo sua adsorção apenas eletrostática, dependente exclusivamente da carga do solo. Existem solos nos quais as cargas positivas ocorrem em quantidades apreciáveis em condições naturais de pH e de maneira significativa nos horizontes subsuperficiais (ALCANTARA e CAMARGO, 2005).

O aumento da contaminação das águas por compostos nitrogenados vem merecendo atenção especial, pois está se tornando um problema mundial, devido a sua ampla e diversificada procedência. No Brasil, as águas subterrâneas constituem uma fonte importante de abastecimento, apresentando inúmeros poços profundos e uma quantidade imensurável de poços escavados rasos que fornecem água para abastecimento público, uso industrial e irrigação (ALABURDA e NISHIHARA, 1998).

A retenção de nitrato também é dependente da sua concentração e da presença de outros ânions no solo, sendo que doses crescentes de nitrato de amônio aumentam a profundidade de lixiviação desse ânion.

Em um trabalho para desenvolvimento de um modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado realizado por Miranda e Duarte (2002), os resultados obtidos pelas simulações da concentração de nitrato na coluna e o perfil de umidade no solo que preencheu a coluna permitiram concluir que o modelo possibilitou prever a tendência do movimento unidirecional do nitrato em colunas verticais de solo não saturado apresentando, de certa forma, a mesma tendência observada pelos dados experimentais. Com relação à distribuição do perfil de umidade, a simulação para o solo com textura argilosa apresentou o melhor perfil de distribuição dos pontos simulados em relação aos obtidos em laboratório.

O  $\text{NO}_3^-$  lixiviado pode entrar em rios e águas subterrâneas e iniciar processo de eutroficação em ecossistemas naturais normalmente pobres em N (PRIMAVESI *et al.*, 2002).

Em trabalho avaliando a lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar, Oliveira *et al.* (2001) concluíram que as estimativas da lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  nas camadas do solo de 0 - 0,3, 0 - 0,6 e 0 - 0,9 m mostraram grandes perdas de  $\text{NO}_3^-$  nos tratamentos aplicados, cujas maiores quantidades lixiviadas de  $\text{NO}_3^-$  ocorreram, para todos os tratamentos e camadas do solo, aos 39 e 94 DAIL. Essas perdas, as quais representaram de 74 a 98 % dos totais lixiviados, se deram pela combinação dos altos teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução com os maiores fluxos de água no solo o que evidencia a estreita relação entre o movimento da água e a lixiviação de nitrato.

Luchese *et al.* (2008), avaliando a Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica em colunas de solo, concluíram que a aplicação do resíduo biossólido promoveu uma quantidade maior de elementos lixiviados quando comparado ao lodo. Ainda, a diferença de textura entre os solos, embora tenha promovido variações no processo de lixiviação dos íons, não teve efeito decisivo devido à alta dosagem aplicada dos resíduos e à manutenção da alta umidade no interior das colunas. Os íons avaliados apresentaram comportamentos distintos; aqueles que formam complexos de esfera externa ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}_2^+$ ,  $\text{Mg}_2^+$  e  $\text{Na}^+$ ) tiveram rápida lixiviação e mostraram maior potencial de poluição de águas subterrâneas, enquanto os íons que formam complexos de esfera interna se comportaram diferentemente, sendo que o  $\text{PO}_4$  indicou baixa lixiviação, o K lixiviou menos que nos tratamentos testemunhas e o  $\text{SO}_4$  lixiviou mais a partir da 3ª coleta.

Anami *et al.* (2008), trabalhando com colunas de solo a visando avaliar a movimentação de nitrato e fosfato constataram que os íons nitrato da água

residuária da suinocultura apresentaram elevado potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas, visto seu rápido deslocamento no perfil do solo. A aplicação da água residuária da suinocultura no solo promoveu melhorias nas suas características físico-químicas.

O uso de colunas de solo para avaliação da lixiviação tem sido utilizado já há bastante tempo. Um experimento utilizando colunas de solo realizado na região de Janaúba – MG foi desenvolvido por Moura (1989), onde o mesmo fazendo uso de colunas de PVC determinou os conteúdos de cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, carbonato, bicarbonato e sulfato, lixiviados do interior das colunas de solo.

Gomes *et al.* (2004), estudando a lixiviação de nitrato em colunas de solo argiloso e arenoso, com e sem presença de calcário, utilizando como fluido deslocador água residuária de frigorífico, observaram que a aplicação de calcário pode aumentar o deslocamento de nitrato não só para solo argiloso, mas, também, para solo arenoso. Enquanto que Zolin *et al.* (2011), pesquisando o uso de vinhaça e sua interferência nas características do solo, analisaram os teores de carbono orgânico e a densidade do solo e concluíram que é possível verificar uma relação direta entre ambos. Isso indica que maiores valores de carbono orgânico implicaram em menores valores de densidade, que podem ser facilmente visualizados, principalmente na camada superficial 0 - 0,15 m. Porém, pode-se dizer que, ao fazer uso de águas residuárias no solo, deve-se ter a preocupação com a manutenção das suas boas condições, para que tanto os objetivos de tratamento da água residuária quanto os de nutrição de plantas sejam atingidos (Gomes *et al.*, 2004).

A escassez de água potável, esse recurso natural de importância imensurável, limita as possibilidades de cultivar alimentos, operar as indústrias e gerar energia. Portanto, a gestão sustentável, eficaz, e equitativa deste recurso

será um desafio chave para os próximos cem anos, o que significa a necessidade de um esforço maior de cooperação em nível local e internacional (FAO, 2007).

### 3 – MATERIAL E MÉTODOS

O experimento composto por duas etapas foi desenvolvido no Laboratório de Solos da Universidade Estadual de Montes Claros (UNIMONTES), utilizando solo e efluente com tratamento e sem tratamento (denominados aqui de CT e ST, respectivamente), coletados na Estação de Tratamento de Esgoto da COPASA-MG- Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais, no município de Janaúba. As amostras de efluentes foram analisadas no laboratório da COPASA - MG, enquanto que as amostras de solo foram analisadas pelo laboratório de solos da EPAMIG -Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais. Tanto as amostras de efluentes como as amostras de solo, foram coletadas na Estação de Tratamento de Esgoto, pertencente à COPASA-MG, no município de Janaúba - MG. Foram retiradas doze amostras de solo em quatro diferentes pontos da área sendo que em cada ponto foram retiradas três amostras: 0-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm do perfil do solo. As amostras retiradas foram secas ao ar e peneiradas em peneira com malha de 2 mm para formar amostras de terra fina seca ao ar (TFSA) que posteriormente foram analisadas química e fisicamente (EMBRAPA, 2006). O trabalho foi composto por quatro repetições, utilizando um solo de textura média, quatro densidades de solo (1,0; 1,2; 1,4 e 1,6 g cm<sup>-3</sup>) e dois efluentes (efluente CT e efluente ST). Para determinar a densidade do solo, o método usado foi o método do torrão parafinado, o qual forneceu um valor de densidade média igual a 1,6 g cm<sup>-3</sup>.

O solo foi classificado como sendo um Latossolo Vermelho Eutrófico de textura média, segundo os resultados das análises de solo a seguir:

**TABELA 2** – Característica química do solo (Profundidade 0 a 20 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
	dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>															mg/L	dS/m		%	
5,9	2,5	1,2	258	4	1	0	1	5,3	5,3	6,2	84	0	5,9	43	139	2,9	32,7	0,5	49	14	37

**TABELA 3** – Característica química do solo (Profundidade 20 a 40 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
	dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>															mg/L	dS/m		%	
5,2	0,6	0,5	212	3,1	0,7	0	1	4,3	5	5,8	82	0	5,8	25,5	26	1,4	35,6	0,2	50	22	28

**TABELA 4** – Característica química do solo (Profundidade 40 a 60 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
	dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>															mg/L	dS/m		%	
5,2	0,3	0,3	102	4,0	0,8	0	1,2	4,2	5	5,6	81	0	5,9	23	18,5	1,3	28,4	0,1	40	32	28

Foram coletadas amostras de efluente na entrada do reator anaeróbio (efluente ST) e na saída da lagoa de maturação 2 (efluente CT), que posteriormente foram analisadas no laboratório da COPASA - MG para caracterização dos mesmos. Os parâmetros analisados e os seus respectivos resultados se encontram na tabela abaixo:

**TABELA 5** – Caracterização dos Efluentes utilizados no experimento.

Parâmetro analisado	Unidades	Efluente sem Tratamento	Efluente com Tratamento
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	-	202
Condutividade Elétrica	µS/cm	-	1146
Fósforo Total	mg L <sup>-1</sup>	-	7,66
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	1,0	1,3
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	<0,005	1,55
Nitrogênio Amoniacal	mg L <sup>-1</sup>	90	18,5
Nitrogênio Total	mg L <sup>-1</sup>	92	26
Óleos e Graxas	mg L <sup>-1</sup>	114	6,0
Ph	-	6,76	8,23

Segundo a COPASA-MG (2011), a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade de Janaúba faz o tratamento completo do esgoto, começando o processo pelo tratamento primário, com a retirada dos resíduos sólidos grosseiros, seguido da remoção da matéria orgânica e resíduos sólidos em suspensão nos reatores anaeróbios UASB, no leito de secagem, na lagoa facultativa e nas lagoas de maturação 1 e 2 nas quais ocorre o tratamento secundário. A ETE também conta com uma casa de controle, para verificação da qualidade final do esgoto tratado, e com um aterro controlado, para disposição da matéria orgânica decorrente do processo de tratamento. Para a construção das lagoas e do aterro da ETE, foi elaborado e implantado projeto de impermeabilização do solo, com a finalidade de evitar a contaminação do lençol freático.

### **3.1 Desenvolvimento do experimento**

O ensaio de lixiviação foi montado em laboratório utilizando-se tubos de PVC de 700 mm de comprimento por 150 mm de diâmetro, com a extremidade basal fechada por uma tampa, perfurada e acoplada a uma mangueira, para permitir o recolhimento da solução percolada. A parede interna dos tubos recebeu uma camada de parafina para impedir o fluxo preferencial entre a coluna de solo e a parede do tubo. Posteriormente foi colocada uma camada com 50 mm de espessura de areia grossa tratada com ácido clorídrico na base das colunas que foram completadas com Latossolo Vermelho Eutrófico de textura argilosa coletado na área em estudo.

As colunas foram montadas no interior dos tubos de PVC com monólito de solo com 600 mm de comprimento e 150 mm de diâmetro, respeitando-se a sequência das camadas de solo como o mesmo se apresenta no campo, de modo que, a camada inferior ou última camada da coluna foi

preenchida com o solo coletado à profundidade de 40 - 60 cm; a camada intermediária foi preenchida com solo coletado à profundidade de 20 - 40 cm, e a camada superficial com solo coletado à profundidade de 0 - 20 cm. Foram coletadas, na ETE, quantidades suficientes de efluente ST na entrada do reator anaeróbio e de efluente CT na saída da lagoa de maturação 2, que posteriormente foram colocadas (separadas), em quatro frascos de Mariotte que possuem torneira dosadora, o que possibilitou obter um fluxo contínuo e uma vazão constante pela mangueira de cada um dos frascos.

Cada mangueira foi colocada individualmente na parte superior da sua respectiva coluna. Em seguida procedeu-se com a aplicação dos efluentes em cada uma das colunas montadas, sendo que havia quatro colunas por vez.

Para o desenvolvimento da primeira etapa deste trabalho foram montadas colunas de solo com densidade de 1,0; 1,2; 1,4 e 1,6 g cm<sup>-3</sup>. Em seguida, procedeu-se com a aplicação do efluente, sendo aplicado primeiramente o efluente CT obedecendo-se a metodologia já citada nas colunas montadas com o referido solo. A aplicação dos efluentes (CT e ST) foi de forma direta sobre a superfície das colunas de solo e o lixiviado foi coletado e analisado em laboratório em aparelho de espectrofotometria.

Na segunda etapa do experimento, as colunas de solo foram montadas com densidade igual a 1,6 gm cm<sup>3</sup>. Essa densidade foi alvo de estudo mais profundo devido ao fato de ser essa a densidade que o solo apresenta em seu estado natural. Foram montadas oito colunas de solo com a referida densidade, as quais foram saturadas por capilaridade com água destilada; em seguida, com o objetivo de se determinar a condutividade hidráulica saturada da coluna, aplicou-se água destilada pelo frasco de Mariotte em cada uma das colunas mantendo-se uma de lâmina de água de 10 mm de altura. Posteriormente, procedeu-se com a coleta em proveta graduada, da água percolada no interior das colunas, fazendo-se a leitura a cada 5 minutos até ocorrer estabilização das



mesmas. Após a estabilização do fluxo, foram aplicados separadamente, via frasco de Mariotte, 10,6 litros de efluente CT e mesma quantidade de efluente ST nas colunas fazendo-se quatro repetições. Do material percolado de cada uma das colunas de solo, foram coletadas 20 amostras de 530 ml cada, para serem analisadas em espectrofotômetro, com o objetivo de se obter a leitura da concentração de Nitrato. Imediatamente após a aplicação dos efluentes, foram retiradas amostras de solo do interior das colunas nas profundidades de 0 - 20 de 20 - 40 e de 40 - 60 cm que foram analisadas em laboratório. Os resultados estão nas tabelas a seguir:

**TABELA 6** – Característica química do solo após aplicação de efluente CT (Profundidade 0 a 20 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/L	dS/m	%	%	%
5,9	3,2	2,1	351	3,1	1,3	0,0	1,0	5,6	5,6	7,0	80	0	5,9	141	34,7	2,5	32,7	0,6	49	14	37

**TABELA 7** – Característica química do solo após aplicação de efluente CT (Profundidade 20 a 40 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/L	dS/m	%	%	%
5,2	0,6	0,5	234	2,0	0,9	0,0	1,0	3,8	3,8	5,2	73	0	5,8	144	18,3	0,3	35,6	0,5	50	22	28

**TABELA 8** – Característica química do solo após aplicação de efluente CT (Profundidade 40 a 60 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/L	dS/m	%	%	%
5,2	0,3	0,5	177	1,8	0,8	0,0	1,2	3,2	3,2	4,6	69	0	5,9	187	18,5	0,2	28,4	0,3	40	32	28

**TABELA 9** – Característica química do solo após aplicação de efluente ST (Profundidade 0 a 20 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/L	dS/m	%	%	%
5,9	3,5	2,0	336	2,9	1,1	0,0	1,0	5,1	5,1	6,5	78	0	5,9	181	33,9	2,2	32,7	0,7	49	14	37

**TABELA 10** – Característica química do solo após aplicação de efluente ST (Profundidade 20 a 40 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
	dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>				Cmolc/dm <sup>3</sup>							mg/dm <sup>3</sup>			mg/L	dS/m		%		
5,2	0,6	0,7	222	2,0	1,0	0,0	1,0	3,7	3,7	5,1	72	0	5,8	154	19	0,3	35,6	0,4	50	22	28

**TABELA 11** – Característica química do solo após aplicação de efluente ST (Profundidade 40 a 60 cm).

pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	Cu	Fe	Mn	Zn	P-rem	CE	Areia	Silte	Argila
	dag/kg	mg/dm <sup>3</sup>				Cmolc/dm <sup>3</sup>							mg/dm <sup>3</sup>			mg/L	dS/m		%		
5,2	0,3	0,7	160	1,9	0,8	0,0	1,2	3,3	3,3	4,8	67	0	5,9	136	14,3	0,2	28,4	0,3	40	32	28

### 3.2 Método para análise do Nitrato lixiviado

De acordo com a portaria n.º 518, de 25 de março de 2004 Art.17 do Ministério da Saúde, as metodologias analíticas para determinação dos parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e de radioatividade devem atender às especificações das normas nacionais que disciplinem a matéria, da edição mais recente da publicação Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, de autoria das instituições American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF), ou das normas publicadas pela ISO (International Standartization Organization) (BRASIL – MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

O método utilizado foi o APHA - 4500- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> C para determinação de nitratos em águas por leitura em UV com segunda-derivada, adaptado por Oliveira (2007), para que possa ser usado em qualquer espectrofotômetro com capacidade de leitura na região UV.

Esse método é o mais indicado devido ao fato de que os nitratos absorvem fortemente na região ultravioleta (UV). Os nitritos também absorvem nessa região, mas geralmente se apresentam em teores bem mais baixos; mas a leitura em único comprimento de onda não é viável porque a matéria orgânica natural e outros compostos solúveis também absorvem radiação nessa região do espectro. No entanto, o espectro dos nitratos mostra uma curva com inflexão na região de 220 nm, o que não ocorre com outros compostos. Dessa forma, é utilizado no método a segunda-derivada ao invés de absorbância, permitindo que se tenha resultado confiável (OLIVEIRA, 2007).

### 3.3 Preparo da solução de nitrato

O soluto utilizado no preparo da solução-padrão foi o Nitrato de Potássio ( $\text{KNO}_3$ ) diluído a uma concentração de nitrato de  $100 \text{ mg L}^{-1}$ . Para atingir esse valor, foi necessário preparar uma solução-padrão contendo  $101 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , que resultou em uma solução que contém  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ . A curva analítica foi feita por leitura de padrões de  $\text{N-NO}_3^-$  a  $0,0 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ; e  $4,0 \text{ mg L}^{-1}$  obtidos por diluição da solução-estoque a  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  em balões de 100 mL que foram completados com água destilada ultra pura (OLIVEIRA, 2007). Os cálculos para obtenção da segunda derivada (SD) foram feitos conforme a fórmula a seguir:

$$\text{Segunda Derivada (SD)} = (\text{Abs}210 - \text{Abs}220) - (\text{Abs}220 - \text{Abs}230).$$

Os valores médios de concentração, calculados pela segunda derivada, foram utilizados na construção da curva analítica para obtenção da inclinação e do intercepto. Para inclinação e intercepto foram encontrados 4,6682 e 0,0 respectivamente; esse valores foram utilizados na equação a seguir:

$$\text{mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^- = \text{SD} \times \text{inclinação} \times \text{intercepto}$$

### 3.4 Método para análise estatística:

O Delineamento utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), no esquema fatorial 2 x 4 com quatro repetições, totalizando 32 parcelas experimentais (dois efluentes: efluente ST e efluente CT e quatro densidades de solo). Os dados coletados foram submetidos à análise de variância e quando a mesma foi significativa, os parâmetros avaliados: efluente (CT e ST) e densidade de solo foram comparados pelo Teste F ( $P < 0,01$ ), e as densidades foram submetidas ao Teste de Tukey para obtenção das médias que em seguida foram submetidas à regressão, conforme o modelo abaixo:

$$y_{ijk} = \mu + D_i + M_j + DM_{ij} + e_{ijk}$$

onde:

$y_{ijk}$  = valor observado referente ao nível  $i$  de densidade do solo, no nível  $j$  de molhamento, submetido a repetição  $l$ ;

$\mu$  = uma constante associada a todas as observações;

$D_i$  = efeito do nível  $i$  de densidade do solo, com  $i = 1, 2, 3$  e  $4$ ;

$M_j$  = efeito do nível  $j$  de molhamento, com  $j = 1$  e  $2$

$DM_{ij}$  = efeito da interação do nível  $i$  de densidade de solo com o nível  $j$  de molhamento;

$e_{ijk}$  = erro experimental independente, associado a todas as observações ( $y_{ijk}$ ) que por hipótese tem distribuição normal com média zero e variância  $\sigma^2$ .

#### 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises estatísticas foram feitas com utilização do programa SISVAR (FERREIRA, 2000). Os valores de concentração de nitrato lixiviado das colunas, obtidos na primeira etapa do experimento, foram submetidos à análise de variância e os resultados encontrados estão na tabela abaixo:

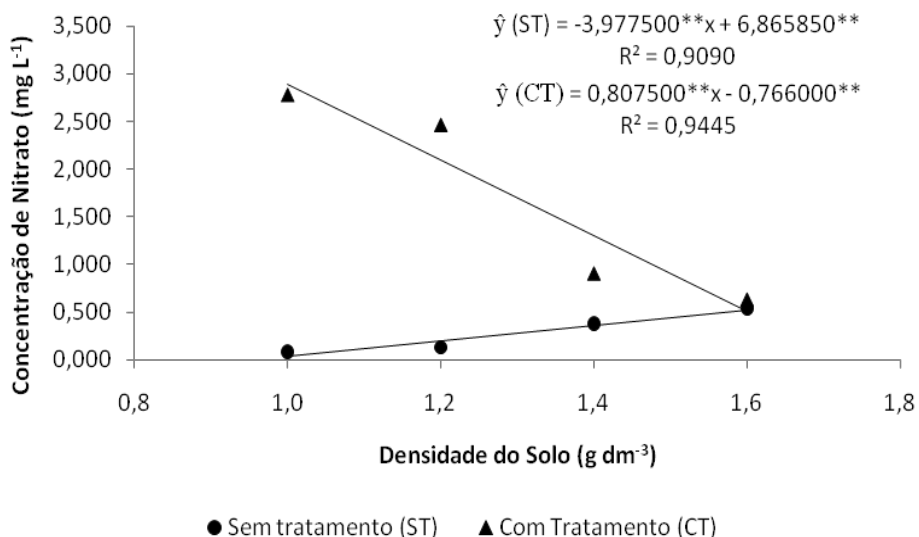
Análise estatística (ANAVA), da primeira etapa do experimento.

**TABELA 12** – Resumo da análise de variância (ANAVA), para efluente, densidade e interação de efluente e densidade.

Fator de Variação	Graus de Liberdade	Pr >F <sub>c</sub>
Efluente	1	0.0000**
Densidade	3	0.0000**
Efluente*Densidade	3	0.0000**
Resíduo	24	
Total		31
Coefficiente de Variação (%)	10,38	Número de Observações 32

\*\*Teste significativo a 1% de probabilidade (P<0,01).

Verifica-se, pelo Teste F, que tanto o tipo de efluente utilizado quanto a densidade do solo influenciam na concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado no perfil do solo.



**FIGURA 1** – Regressão da dinâmica de lixiviação de nitrato proveniente de efluente CT (com tratamento) e efluente ST (sem tratamento), em colunas de solo.

Os lixiviados dos efluentes CT (com tratamento) e ST (sem tratamento) diferem entre si pelo teste F a 1% de probabilidade, com tendência inversa, sendo crescente para efluente ST e decrescente para efluente CT, não diferindo estatisticamente entre si em relação à concentração de Nitrato (mg L<sup>-1</sup>), na maior densidade estudada.

Com base nas leituras obtidas pelo processo de espectrofotometria em UV, é possível observar que a coluna de solo com a menor densidade, 1,00 g cm<sup>3</sup>, ao receber a aplicação de efluente com tratamento com concentração de N (nitrogênio total) igual a 26 mg L<sup>-1</sup> (TABELA 5), permitiu que houvesse maior movimentação de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em seu perfil, tendo em média uma concentração igual a 2,77 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Observando as demais densidades, pode-se notar que à medida que se eleva a densidade do solo no interior das colunas, as concentrações ficam menores: a densidade de 1,2 g cm<sup>3</sup> apresentou em média uma concentração

igual a  $2,46 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ ; a densidade  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ ,  $0,91 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , e a densidade de  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ ,  $0,64 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ .

Analisando os valores das concentrações de  $\text{NO}_3^-$  do tratamento com efluente ST cuja concentração de N total é de  $92 \text{ mg L}^{-1}$  (TABELA 5), percebe-se que houve comportamento contrário. Aqui, as concentrações aumentaram à medida que a densidade no interior da coluna também foi aumentada; a densidade  $1,0 \text{ g cm}^{-3}$  apresentou uma concentração média de  $0,085 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ ; a densidade  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ ,  $0,13 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ ; a densidade  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ ,  $0,38 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , e a densidade  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ ,  $0,54 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ .

O comportamento do  $\text{NO}_3^-$  proveniente de efluente CT, se deve ao fato de solos com densidades menores possuem maior quantidade de macroporos, o que permitiu maior movimentação de nitrato em seu perfil.

Em estudo avaliando a lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar, Oliveira *et al.* (2001) concluíram que as estimativas da lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  nas camadas de solo de 0 - 0,3 0 - 0,6 e 0 - 0,9 m mostraram grandes perdas de  $\text{NO}_3^-$  nos tratamentos aplicados cujas maiores quantidades lixiviadas de  $\text{NO}_3^-$  ocorreram para todos os tratamentos e camadas do solo. Essas perdas, as quais representaram de 74 a 98 % dos totais lixiviados, se deram pela combinação dos altos teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução com os maiores fluxos de água no solo, o que evidencia a estreita relação entre o movimento da água e a lixiviação de nitrato.

Luczkiewicz (2006), estudando o efeito da aplicação de lodo de esgoto no solo, observou que condições simuladas de precipitação podem lixiviar os compostos químicos mais móveis do lodo de esgoto aplicado ao solo, principalmente quando os solos são caracterizados por elevada permeabilidade. Esse fato vem atentar ao uso de lodo de esgoto em solos com menores densidades, visto que o presente estudo demonstra que estes retêm menores quantidades de nitratos.

O comportamento do  $\text{NO}_3^-$  proveniente de efluente ST, inverso ao do  $\text{NO}_3^-$  proveniente de efluente CT, pode ser devido ao fato de que à medida que se aumenta a densidade do solo diminui-se a quantidade de macroporos e o movimento de efluente se torna cada vez mais lento permitindo que haja conversão de N orgânico em  $\text{NO}_3^-$ .

Andrade *et al.* (2009) afirmam que alguns fatores colaboram para que ocorra a lixiviação de sais como os fatores climáticos, condições edáficas e os métodos de irrigação utilizados na área, cujos sais dissolvidos na água podem se acumular no perfil do solo ou serem carregados para as águas subterrâneas. No caso do íon nitrato, ocorre maior lixiviação do mesmo devido o mesmo não ser adsorvido pelos componentes da fração do solo, razão pela qual se deslocam facilmente na solução do solo, sendo absorvidos pelas raízes das plantas ou lixiviados aos mananciais subterrâneos.

Correa *et al.* (2006), avaliando os riscos de lixiviação de nitrato em solo argiloso e arenoso, observaram que houve um acúmulo três vezes maior de nitrato em solo argiloso que em solo arenoso, verificando, ainda, que cerca de 20% de  $\text{NO}_3^-$  foi perdido na zona superficial até os 20 cm de profundidade em solo argiloso, enquanto que em solo arenoso essa perda variou de 42 a 76%.

Analisando a figura 1, nota-se a influência da densidade sobre a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , e, quando se observam os resultados obtidos com a aplicação de efluente CT nas colunas contendo solo com a densidade de  $1,0 \text{ g cm}^{-3}$  pode-se concluir que ocorreu um fluxo rápido de efluente, culminando em uma concentração média de  $2,77 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ . Entretanto que foi obtido um valor relativamente baixo de concentração de nitrato, que em média foi de  $0,085 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , no lixiviado da coluna com mesma densidade, mas tratada com efluente ST. O comportamento dos mesmos efluentes nas colunas com densidade de  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$  foi inverso; pois nesta densidade a concentração de nitrato lixiviado foi a menor encontrada,  $0,64 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , quando recebeu



aplicação de efluente CT; mas quando tratada com efluente ST permitiu lixiviar a maior concentração observada dentre os tratamentos com esse efluente, resultando em um valor de  $0,54 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ . A correlação existente entre a elevação da concentração de  $\text{NO}_3^-$  ao se aplicar o efluente ST e o aumento da densidade foi devida ao maior espaço de tempo que a microbiota, presente no solo, teve para converter o N orgânico em nitrato; visto que densidades mais elevadas permitem um fluxo mais lento.

Gomes *et al.* (2004), em estudo do movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solo, concordam quando afirmam que observaram perdas de nitrato do solo em todas as colunas, e que o conteúdo de nitrato no lixiviado coletado ao longo dos pontos, em todos os solos, deve ter sido proveniente da mineralização da matéria orgânica original do solo, bem como da matéria orgânica da água residuária.

O comportamento dos efluentes utilizados neste trabalho pode ser explicado da seguinte maneira: de modo geral os efluentes CT possuem elevadas concentrações de nitrato, enquanto que os efluentes ST contêm nitrogênio orgânico e inorgânico, presentes em várias formas.

O nitrogênio orgânico é a quantidade de nitrogênio embutido na matéria orgânica, principalmente em proteínas. O nitrogênio inorgânico é a fração restante, sendo a soma das concentrações de amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Como o nitrito é um intermediário redutivo e rapidamente oxidado para nitrato; geralmente a sua concentração é baixa ( $< 1 \text{ mg L}^{-1}$ ). O nitrato é formado no esgoto por ação de microrganismos e por oxidação química da amônia. Quanto mais velho é um efluente, mais alto é o teor de nitrato e mais baixo o teor de nitrogênio orgânico (ReCESA, 2008).

Quando os decompositores atuam sobre a matéria orgânica nitrogenada, liberam diversos resíduos para o meio ambiente, entre eles a amônia ( $\text{NH}_3$ ). Combinando-se com a água do solo, a amônia forma hidróxido de amônio que,

ionizando-se, produz  $\text{NH}_4^+$  (íon amônio) e  $\text{OH}^-$  (hidroxila). A oxidação dos íons amônio produz nitritos como resíduos nitrogenados, que são liberados para o meio ambiente. Os nitritos liberados pelas bactérias nitrosas (*Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*) são absorvidos e utilizados como fonte de energia por bactérias quimiossintetizantes do gênero *Nitrobacter*. A ação conjunta das bactérias nitrosas (*Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*) e nítricas (*Nitrobacter*) realiza a transformação da amônia em nitratos que posteriormente são liberados no solo (LESSA, 2007).

A figura 1 em que se tem densidade versus concentração de  $\text{NO}_3^-$  com tendência decrescente, proveniente de efluente CT, rico em nitrato, e densidade versus concentração de  $\text{NO}_3^-$  com tendência crescente, proveniente de efluente ST, rico em nitrogênio orgânico e inorgânico, representa claramente os processos físico e biológico ocorridos no experimento.

A figura 1 em que se tem densidade versus concentração de  $\text{NO}_3^-$  com tendência decrescente, proveniente de efluente CT, rico em nitrato, e densidade versus concentração de  $\text{NO}_3^-$  com tendência crescente, proveniente de efluente ST, rico em nitrogênio orgânico e inorgânico, representa claramente os processos físico e biológico ocorridos no experimento.

Análise estatística (ANAVA), da segunda etapa do experimento.

Na segunda etapa do experimento foram obtidos valores médios da concentração de  $\text{NO}_3^-$  percolado nas colunas com densidade de  $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ , menores que os obtidos na primeira etapa. Essa discrepância é devida à heterogeneidade dos dados (o CV encontrado na análise de variância é maior que 30%), e maior quantidade de observações (80 leituras para cada um dos efluentes). Os valores obtidos nesta etapa foram utilizados para desenvolvimento de análise de variância; os resultados encontrados estão nas tabelas 13 e 14.

**TABELA 13** – Resumo da análise de variância (ANAVA), para os efluentes avaliados.

Fator de Variação	Graus de Liberdade	Pr >Fc
Efluente	1	0.0000**
Resíduo	158	
<b>Total</b>	<b>159</b>	
<b>Coefficiente de Variação (%)</b>	<b>37,87</b>	<b>Número de Observações</b> 160

\*\*Teste significativo a 1% de probabilidade (P<0,01).

Os tratamentos com efluente CT e com efluente ST apresentam efeitos diferentes sobre a concentração de  $\text{NO}_3^-$  presente na solução lixiviada nas colunas de solo.

**TABELA 14** – Resumo da análise de variância (ANAVA), para os teores de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) nos efluentes avaliados.

Efluentes	Concentração*
Sem Tratamento	0,587 a
Com Tratamento	1,325 b

\*Médias seguidas por letras diferentes na coluna diferem (P<0,01) pelo teste F.

Pelos valores médios de concentração de  $\text{NO}_3^-$  lixiviado nas colunas, encontrados no decorrer deste trabalho, verifica-se que ocorre menor lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  quando se utiliza Efluente ST. Isso ficou comprovado estatisticamente após a aplicação do Teste F (TABELAS 13 e 14); porém, vale ressaltar que a utilização de efluente ST para irrigação é uma prática proibida, visto que o mesmo contém agentes químicos e biológicos que, através do consumo de alimento produzido com utilização desse efluente, nos contaminam, gerando doenças como Cólera, Hepatite e outras.

A lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi maior quando se aplicou efluente CT, porém nota-se que a maior média observada neste trabalho foi igual a  $2,77 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ , ficando bem abaixo do limite máximo permitido, que é de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$  (TABELA 1).

Caovilla *et al.* (2005), em pesquisa com lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivadas com soja, concluíram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de lixiviação, seguido da concentração de sais totais indicada pela condutividade elétrica e, posteriormente, do potássio, proporcionalmente aos tratamentos avaliados.

Azevedo e Oliveira (2005), trabalhando com a aplicação de efluentes líquidos em cultivo de pepino em casa de vegetação sob irrigação subsuperficial, observaram que a irrigação com efluente contribuiu significativamente para o aumento no teor de nitrogênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, potássio, cálcio, magnésio, zinco e enxofre retidos na solução do solo, contribuindo, conseqüentemente, para um aumento na produção de pepino conduzido em estufa.

Anami *et al.* (2008) verificaram que a aplicação de água residuária promoveu melhorias nas características físico-químicas do solo avaliado.

Neste trabalho as análises de solo feitas após a aplicação dos efluentes CT e ST mostraram que houve alterações nas concentrações dos nutrientes do solo, sendo que os elementos P, K e Fe foram os que mais sofreram incremento. Comparando os resultados das análises de solo antes e depois da aplicação dos efluentes, na camada de 0 - 20 cm, nota-se que houve incremento de 83,33% na concentração de P, passando de 1,2 para  $2,2 \text{ mg dm}^{-3}$  após aplicação de efluente CT e aumento de 66,67% na concentração do mesmo elemento, passando de 1,2 para  $2,0 \text{ mg dm}^{-3}$  após aplicação de efluente ST, enquanto que nas demais camadas estudadas praticamente não houve alteração.

Gomes *et al.* (2004), em experimento estudando o movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solo, relatam ter encontrado elevação nos níveis de fósforo em todos os solos estudados, chegando a um aumento de 28 vezes para o solo ARE. O tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo, pois dependendo deste, pode-se ter uma maior interação entre solo e a solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção do fósforo (PRIOR, 2008).

Estudando o efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho, Prior (2008) afirma que a aplicação de águas residuárias aumentou os níveis de fósforo disponível e potássio no solo, mas em pequenas quantidades. Esse fato provavelmente ocorreu por ser a água residuária de suinocultura fonte rica nesses nutrientes, aliado à pouca mobilidade do fósforo no solo. Acrescenta ainda que o fósforo apresentou aumento nas concentrações no solo em função do período sem, contudo, apresentar diferença estatística. À medida que foi feita a aplicação da ARS (água residuária de suinocultura), os índices do elemento no solo apresentaram indicativos de aumento.

Com relação ao K, Caovilla *et al.* (2005) informam que o mesmo possui uma mobilidade no perfil do solo intermediária entre o nitrato e o fósforo, isto é, não sofre tanta lixiviação quanto o primeiro nem é fixado tão fortemente quanto o segundo.

Neste experimento, nota-se que houve movimentação desse elemento em todo o perfil das colunas resultando em incremento na concentração do mesmo nas três profundidades estudadas. Na camada de 0 - 20 cm o incremento foi de 36%, passando de 258 para 351 mg dm<sup>-3</sup>, na profundidade de 20 - 40 cm a concentração desse elemento passou de 212 para 234 mg dm<sup>-3</sup>, correspondendo a um aumento de 10%. Na profundidade de 40 - 60 cm a concentração do mesmo elemento passou de 102 para 177 mg dm<sup>-3</sup>, isso equivale a um aumentando de

73,53%, após aplicação de efluente CT. Quanto ao efluente ST, obteve-se um aumento de 30,23% na camada de 0 - 20 cm, passando de 258 para 336 mg dm<sup>-3</sup>; na profundidade de 40 - 60 cm o incremento foi de 56,86%, passando de 102 para 160 mg dm<sup>-3</sup>, na camada intermediária o ganho foi de apenas 4,7%.

Prior (2008) afirma que os teores de K no solo estudado em seu experimento eram considerados baixos, mas com o incremento da água residuária de suinocultura esses valores foram aumentados, passando da faixa de bom, para muito bom.

Quanto ao Fe, as análises de solo revelaram que esse elemento apresentou elevação bastante significativa nas três profundidades estudadas tanto para efluente CT como para efluente ST. Após aplicação de efluente CT, a concentração de Fe na camada 0 - 20 cm passou de 43 para 141 mg dm<sup>-3</sup>, representando um aumento de 228%. Na profundidade de 20 - 40 cm o incremento foi de 464,7%, passando de 25,5 para 144 mg dm<sup>-3</sup>; na camada de 40 - 60 cm foi onde se notou a maior elevação da concentração de Fe, 543,86%, passando de 22,8 para 146,8 mg dm<sup>-3</sup>. Para o efluente ST, os valores encontrados foram menores, mas expressivos, aqui a concentração de Fe na camada 0 - 20 cm passou de 43 para 180,7 mg dm<sup>-3</sup>, representando um aumento de 320,2%. Na profundidade de 20 - 40 cm o incremento foi de 502,35%, passando de 25,5 para 153,6 mg dm<sup>-3</sup>; a camada de 40 - 60 cm apresentou um incremento de 496,93%, passando de 22,8 para 136,1 mg dm<sup>-3</sup>. Resultados diferentes foram encontrados por Gomes *et al.* (2004), que relataram diminuição na concentração de Fe nos solos argilosos e aumento nos solos arenosos.

No que se refere ao Ca, percebe-se que houve um decréscimo nas três profundidades estudadas, sendo que a queda mais acentuada ocorreu na profundidade de 40 - 60 cm, onde a concentração desse elemento passou de 4,0 para 1,8 cmol c dm<sup>-3</sup> quando se aplicou efluente CT, e de 4,0 para 1,9 cmol c dm<sup>-3</sup> quando o efluente ST foi aplicado, o que representa uma perda de

55% e 47,5 % respectivamente. Gomes *et al.* (2004), em análise de movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solo, obtiveram resultados contrários ao deste trabalho no que se refere ao Ca, pois eles registraram modificações nos teores de Ca de 56,5% para o solo ARG, 92,6% no solo ARG C, 53,9% no solo ARE e de 64,4% no solo ARE C.

Pelas análises de solo, nota-se que os níveis de Cu também diminuíram nas três profundidades analisadas, tanto para aplicação de efluente CT como para efluente ST. Na camada de 0 - 20 cm tratada com efluente ST, a concentração de Cu passou de 5,9 para 4,7 mg dm<sup>-3</sup>, essa perda corresponde a 25,5 %; nas demais profundidades e para os dois efluentes, as perdas foram de 67,7%, passando de 5,9 para 3,7 mg dm<sup>-3</sup>.

Gomes *et al.* (2004) reportam que os níveis de Cu diminuíram em todos os solos utilizados para estudar o movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos.

O Zn também apresentou queda em sua concentração nas três profundidades, cujos maiores decréscimos foram observados nas profundidades de 20 - 40 cm e 40 - 60 cm que passaram de 1,4 para 0,3 mg dm<sup>-3</sup> e de 1,3 para 0,2 mg dm<sup>-3</sup> respectivamente.

O Mn apresentou uma queda acentuada tanto para efluente CT como para efluente ST principalmente na profundidade 0 - 20 cm, em que a concentração desse elemento passou de 139 para 34,7 mg dm<sup>-3</sup>. Na profundidade de 20 - 40 cm a concentração caiu de 26 para 18,3 mg dm<sup>-3</sup> ao receber efluente ST. Aqui os valores encontrados para efluente CT quase não diferiram dos encontrados para efluente sem tratamento.

A aplicação dos efluentes promoveu elevação da quantidade de matéria orgânica do solo apenas na camada de 0 - 20 cm, sendo que os tratamentos com efluente CT e ST promoveram acréscimo de 28% e 40% respectivamente.

Após aplicação dos efluentes CT e ST os parâmetros SB (soma de bases trocáveis), t (CTC efetiva) e T (CTC a pH 7,0), apresentaram pequena elevação na profundidade de 0 - 20 cm e queda nas demais; enquanto que V (saturação por bases) caiu nas três profundidades, sendo mais acentuada nas camadas mais profundas.

Depois da aplicação dos efluentes, todas as leituras de pH do solo mostraram uma tendência de passar de levemente ácido para neutro. Nas colunas que receberam efluente CT as leituras foram as seguintes: na camada de 0 - 20 cm o pH passou de 5,6 para 7,1; na camada de 20 - 40 cm passou de 5,2 para 6,2 e na camada de 40 - 60 cm passou de 5,2 para 5,8. Com relação ao efluente ST, o pH variou da seguinte maneira: na camada de 0 - 20 cm passou de 5,6 para 6,7; na camada de 20 - 40 cm mudou de 5,2 para 6,5 e na camada de 40 - 60 cm passou de 5,2 para 6,1.

Caovilla *et al.*(2005), estudando a Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja, constataram que o pH dos lixiviados dos tratamentos com água residuária partiram de valores levemente ácidos, para valores neutros, assim como foi observado neste trabalho. Enquanto que Prior (2008), estudando o efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho, afirma que a aplicação de água residuária de suinocultura não apresentou alterações nos valores de pH do solo.



## 5 – CONCLUSÕES

Os valores encontrados para as concentrações de nitrato, apesar de ficarem dentro dos limites estabelecidos para potabilidade, são indicativos de que o uso de efluente para irrigação deve ser feito com cautela. Isso porque em solos com densidades mais baixas a velocidade básica de infiltração é maior, permitindo que o nitrato se movimente com mais velocidade no perfil do solo, podendo chegar às águas subterrâneas e atingir concentrações elevadas no decorrer do tempo.

A presença de nitrato em efluente sem tratamento é muito pequena; mas aumenta no decorrer do tempo em que o efluente fica em contato com a microbiota do solo que age sobre o mesmo, transformando o nitrogênio orgânico em nitrato.

A aplicação tanto de efluente com tratamento como de efluente sem tratamento, age positivamente sobre a química e a física do solo analisado.

## 6 – REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

AGUIAR, M. I. *et al.* Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 811-819, 2006.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L, Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, n. 2, p. 160-165, abr./1998.

ALCANTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Adsorção de nitrato em solos com cargas variáveis. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 4, p. 369-376, Apr. 2005 .

ANAMI M. H., *et al.* Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.1, p.75–80, 2008.

ANDRADE, E. M. *et al.* Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 1, p. 88-95. Jan-fev/2009.

ANDRADE, R. **Desenvolvimento de métodos analíticos para determinação de nitrato, nitrito e N-nitrosaminas em produtos cárneos**. 2004. 201 p. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: RIMA/ABES, 2001. 282 p.

ANTUNES, P. B. **Direito Ambiental**. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2005.

ARAUJO, A. E. M. **Avaliação dos parâmetros físicos, químicos e índice de qualidade da água no Rio Saúde, em razão da precipitação (Maio a**

**Dezembro de 2004):** Estudo de caso. 2006. 107 p. Dissertação (Mestrado em Meteorologia), Universidade Federal de Alagoas, 2006.

AZEVEDO L. P.; OLIVEIRA, E. L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, 2005.

BATALHA, B. H. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da qualidade da água para consumo humano:** bases conceituais e operacionais. São Paulo: CETESB, 1993.

BERNARDI, L. A. **Manual de Empreendedorismo e Gestão: fundamentos, estratégias e dinâmicas.** São Paulo: Atlas, 2003.

BOEIRA, R. C. *et al.* Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, nov. 2002.

BOUCHARD, D. C. *et al.* Nitrate contamination of groundwater: sources and potential health effects. **Journal of the American Water Works Association**. v. 89, n. 9, p. 85-90. Sep. 1992.

BRAGA, B. *et al.* **Introdução a Engenharia Ambiental.** 1ª ed. Prentice Hall, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2002. 305 p..

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria 1.469 de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 14, 19 jan. 2001.

BRASIL – MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518. Serviço de Vigilância Sanitária. Distrito Federal: Brasília, 2004.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO – INSTITUTO BRASILEIRO DE DEFESA DO CONSUMIDOR. **Consumo sustentável:** Manual de educação. Brasília: Consumers International/MMA/MEC/IDEC, 2005. 160 p.

CAMARGO, A. F. M.; BINI, L. M.; SCHIAVETTI, A. Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos em alguns corpos d'água do município de Rio Claro. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 395-406, 1995.

CAOVILLA, F. A. *et al.* Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.283-287, 2005.

**COPASA-MG-** Companhia de Saneamento de Minas Gerais, 2006. Disponível em: < <http://www.copasa.com.br>> Acesso em: 20 de março de 2011.

CORREA, R. H. **Desenvolvimento da Educação Ambiental, em busca da sustentabilidade: um projeto para promoção da coleta seletiva.** 2007. 78 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) Universidade de Garulhos, Garulhos, 2008.

CORREA, R. S. *et al.* Risk of nitrate leaching from two soils amended with biosolids. **Water Resources**, v. 33, n. 4, p. 453-462, 2006.

COSTA, A. V. *et al.* **Lodo de esgoto:** utilização sustentável. Vitória: Incaper, 2008. 6 p. (folder).

DONADIO, N. M. M. *et al.* Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125. São Paulo. 2005.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: EMBRAPA SPI, 2ª edição, 2006. 306 p.

El-HAMOURI, B. *et al.* Use of wastewater for crop production under arid and saline conditions: yield and hygienic quality of the crop and soil contaminations. **Water Science and Technology**, Oxford, v.33, n.10-11, p.327-34, 1996.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Dia mundial da água “Afrontar a escassez de água”**. 2007. Artigo disponível em: <<http://www.rlc.fao.org/pr/tierra/agua07.htm>> Acesso em 10/01/2011.

FERREIRA, D. F. **Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2000. 66 p.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoques para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.17, n. 3, p.651-660, 2001.

GOMES, E. R. S. *et al.* Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 24, n. 3, p.557-568, 2004.

LESSA R. N. T., **Ciclo do nitrogênio**. Pelotas: UFP, 2007 . Disponível em: <[http://www.ufpel.edu.br/iqg/livrovirtual/estanteamb\\_arquivos/nitrogenio.pdf](http://www.ufpel.edu.br/iqg/livrovirtual/estanteamb_arquivos/nitrogenio.pdf)> Acesso em: 12 de fevereiro de 2011.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. 2 ed. Piracicaba ESALQ/USP, 1999.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. 3 ed. São Paulo: Hemus, 2004.

LUCHESE A. V. *et al.* Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n. 2, p.189–199, 2008.

ŁUCZKIEWICZ, A. Soil and Groundwater Contamination as a Result of Sewage Sludge Land Application. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 15, n. 6, p. 869-876. 2006.

MAGGI, C. F. *et al.* Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.15, n.2, p.170 - 177, 2011.

MALDONADO, C. A. B. **Biossólido na implantação da cultura da pupunheira: efeitos na precocidade, na produção e nos teores de nutrientes e metais pesados do palmito**. 2005. 89 fls. Dissertação (Mestrado em Tecnologia da Produção Agrícola), Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2005.

MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N., Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.6, n.2, p.235-241, 2002.

MOURA, R. F. **Lixiviação em material de solo salinizado do perímetro irrigado do projeto Gorutuba – MG** . 1989. 68 p. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG, 1989.

OLIVEIRA, F. C. *et al.* Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 52, p. 360-367, 1995.

OLIVEIRA, F. C. *et al.* Lixiviação de nitrato em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 171-180, jan-mar/2001.

OLIVEIRA, F. M. Aplicação e testes do método APHA-4500-NO<sub>3</sub>-C para determinação de nitratos em Águas por leitura em UV com segunda-derivada. **Revista Analytica**, nº 27, p. 80-88, 2007 São Paulo, SP.

PEDROSA, C. A.; CAETANO F. A. **Águas subterrâneas**. Brasília, DF: SUPERINTENDÊNCIA DE INFORMAÇÕES HIDROLÓGICAS – SIH, ANA, 85p. 2002.

PEIXOTO FILHO, A. C.; BONDAROVSKY, S. H. Água, bem econômico e de domínio público. **Revista do Centro de Estudos Judiciários**, n. 12, p. 13-16, Set. / dez. 2000.

PRIMAVESI, O. *et al.* Water quality of the Canchim's creek watershed, in São Carlos, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 2, p. 209-217, 2002.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho**. 2008. 120 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem), UNESP, Botucatu- SP, 2008.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA MEIO AMBIENTE - PNUMA GEO-3: **Perspectivas do Meio Ambiente Mundial**. Brasília: PNUMA/IBAMA/UMA, 2004. 4811 p.

ReCESA - REDE DE CAPACITAÇÃO E EXTENSÃO TECNOLÓGICA EM SANEAMENTO AMBIENTAL, ESGOTAMENTO SANITÁRIO: **Qualidade da água e controle da poluição: Guia do profissional em treinamento: nível 2 / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org)**. – Salvador: ReCESA, 2008. 87 p.

RESENDE A.V. **Agricultura e qualidade da água: Contaminação da água por nitrato**. Planaltina, DF: EMBRAPA, 29 p. 2002. Documento 57.

ROCHA, A. L. C. L. *et al.* Noções básicas de qualidade de água e fundamentos de biologia e química aplicados ao tratamento de esgoto. In: SANEAMENTO DE GOIAS – SANEAGO. **Operação de estação de tratamento de esgoto**. Goiânia: SANEAGO, 2005. p.15-35.

ROCHA, A. L. C. L.; SILVA, R. A. Conceitos básicos de um sistema de esgotamento sanitário. In: SANEAMENTO DE GOIAS – SANEAGO.

**Operação de estação de tratamento de esgoto.** Goiânia: SANEAGO, 2005. p. 8-14.

SANTOS, A. B. *et al.* Atributos químicos do solo afetado pelo manejo da água e do fertilizante potássico na cultura do arroz irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 1, p. 12-16, jan-abr./2002.

SANTOS, J. S. *et al.* Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.11, p.1226 -1233, 2010.

SCARLATO, F. C.; PONTIN, J. A. **Do nicho ao lixo:** ambiente, sociedade e educação. 11 ed. São Paulo: Atual, 2009. 117 p.

SILVA, A, J. N.; CABEDA, V. S. M.; LIMA, F. W. F. J. Efeito de sistemas de uso e manejo nas propriedades físico-hídricas de um Argissolo Amarelo de tabuleiro costeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.833-842, 2005.

SILVA, F. C. *et al.* Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840. Mai./2001.

SILVA, J. P.; HESPANHOL, I. Reuso de água : efluentes tratados como Água de processo na indústria de curtimento de couros – estudo de caso : ETA Franca (SABESP)- distrito Industrial de Franca . In: V SIMPÓSIO DE GERENCIAMENTO AMBIENTAL NA INDÚSTRIA, 5., 2002, São Paulo. **Anais...** São Paulo: NISAM, 2002, p.1-14.

SILVA, R. C. S.; ARAUJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 4, jan., 2003.



SOFIATTI, V. *et al.* Cinza de madeira e lodo de esgoto como fonte de nutrientes para o crescimento do algodoeiro. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v. 7, n. 1, 2007

SOUSA, M. R. **Estudo do lodo gerado na estação de tratamento de água de Buíque – PE**: Caracterização, quantificação e identificação de oportunidades de minimização dos resíduos. 2009. 147 p. Dissertação (Mestrado em Química) Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2009.

SOUZA, F. A. Agricultura natural/orgânica como instrumento de fixação biológica e manutenção do nitrogênio no solo: um modelo sustentável de MDL. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE DIREITO AMBIENTAL, 13, 2008, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Fundação Mokiti Okada, p. 06 -11, 2008.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 559 p.

TSUTYIA, M. T. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, p. 753-760, 1999.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais**. Botucatu: Fundbio, 1999. p. 19-38.

VIEIRA, R. F. Sewage sludge effects on soybean growth and nitrogen fixation. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 34, p. 196-200, 2001.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 867-874, jul. 2003.

ZOLIN C, A., *et al.* Estudo exploratório do uso da vinhaça ao longo do tempo. I. Características do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** , Campina Grande, v.15, n.1, p.22–28, 2011.