

ANA PAULA SANTANA LOURES

**MODELOS DE REMOÇÃO DE PARÂMETROS QUALITATIVOS
EM SISTEMA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO
POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL UTILIZANDO
O CAPIM-COASTCROSS (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2002**

ANA PAULA SANTANA LOURES

**MODELOS DE REMOÇÃO DE PARÂMETROS QUALITATIVOS
EM SISTEMA PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO
POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL UTILIZANDO
O CAPIM-COASTCROSS (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de “Magister Scientiae”.

APROVADA: 14 de agosto de 2002.

—
Prof. Antônio Teixeira de Matos
(Conselheiro)

—
Prof. Rubens Alves de Oliveira
(Conselheiro)

—
Prof. João Tinôco Pereira Neto

—
Prof. Odilon Gomes Pereira

Prof. Antônio Alves Soares
(Orientador)

A meus pais,
Lívia e Emílio,
e meus irmãos,
Dany e Emílio,

Ofereço.

AGRADECIMENTO

Ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (DEA-UFV), pela oportunidade de realizar o Curso de Mestrado, à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), pelo financiamento desta pesquisa, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

Ao professor Antônio Alves Soares, pela orientação, pelo empenho em viabilizar a realização deste trabalho e pela confiança.

Aos professores Antônio Teixeira de Matos e Rubens Alves de Oliveira (Conselheiros), pelas contribuições e sugestões oportunas.

Aos professores Paulo Roberto Cecon (Conselheiro) e Odilon Gomes Pereira, pelo apoio durante a realização deste trabalho, pelas sugestões e pela amizade.

Ao professor João Tinoco Pereira Neto, pelo incentivo profissional em momentos importantes de minha vida, pelas sugestões oportunas, pelo carinho e amizade.

Aos professores Reinaldo Bertola Cantarutti, Roberto Ferreira de Novais e Victor Hugo Alvarez Venegas, pelos ensinamentos, pelo apoio durante a realização deste trabalho e pela franca disposição com que sempre me receberam.

À engenheira Sandra Parreiras Pereira Fonseca, por ter iniciado este trabalho, pela confiança em dar continuidade ao mesmo, pelo apoio e amizade.

Ao meu pai, Gomide, pelo incentivo, pela orientação, pelo apoio durante a realização deste trabalho e pelas contribuições e sugestões oportunas. À minha mãe, Livia, pelo incentivo, pelo apoio durante a realização deste trabalho e pelo carinho.

À minha família, Dany, Emílio, Lu, Cecília, Gabriel, Raul, Fafá e Júlio, pelos inúmeros telefonemas, pela torcida uníssona e por enriquecerem a minha vida com a sua alegria e com o seu carinho.

À Andressa, Sandra e Alexandra, pelo apoio incondicional em qualquer hora e lugar, pelo ombro amigo nas horas difíceis, por terem me arrastado para a academia, pelo intenso intercâmbio de informações, pelas risadas compartilhadas, e, acima de tudo, pela amizade sem a qual nada valeria a pena.

À Leidy, Eliane, Adriana, Roberta e Soraya, pelos momentos de descontração e pela amizade.

Ao Gil, pela competência em operar a unidade experimental, pelos cortes do capim, pela dedicação, pelo constante bom-humor, pela criatividade e pela amizade.

Ao Douglas, Guilherme e Alfredo, pela ajuda na coleta de dados de campo, pela paciência na operação de limpeza das faixas contra plantas invasoras e pela amizade.

Ao Daniel, pela competência e pelo zelo no laboratório, por colaborar em prol de um ambiente de trabalho harmonioso, pela dedicação e pela amizade.

Ao Simão e ao Brás, pela grande ajuda, pelo profissionalismo na realização das análises de esgoto e pelas conversas bem-humoradas.

Aos laboratoristas Lucimar, por permitir que eu tomasse posse de algumas de suas latinhas e pelo fornecimento da água destilada; Jairo, Cláudio e Fernando, pela execução das análises de solo; André, pela execução das análises da forragem.

Aos funcionários do Laboratório de Mecanização, Marcelo, Danilo, Geraldão e Vantuir, da Área de Irrigação e Drenagem, Geraldo, Carlos Henrique,

seu Chico e seu Ataíde, do Laboratório de Hidráulica, seu Antônio e Chicão, pelo apoio durante a realização deste trabalho e pela simpatia com que sempre me receberam.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, Edna, Fernanda, Galinári, Jurandir, Juvecindo, dona Maria José, Marcos e Zé Mauro, pela acolhedora atenção.

Ao Chiquinho, pelo profissionalismo na tarefa de comprar reagentes e vidraria, e ao Jair, pela competência em consertar as bombas submersas.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos amigos e familiares distantes que souberam compreender meus momentos de exílio no curso das disciplinas, no experimento de campo, no laboratório e em frente ao computador.

A Deus, pelo zelo com o qual sempre cuidou de mim e por trazer para a minha vida todas essas pessoas maravilhosas.

BIOGRAFIA

ANA PAULA SANTANA LOURES, filha de Livia Helena Rebouças Santana Loures e Emílio Gomide Loures, nasceu na cidade de Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais, em 17 de setembro de 1968.

Em janeiro de 1997, graduou-se em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), em Belo Horizonte, MG.

Em abril de 1999, iniciou o Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, tendo concentrado seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais e submetendo-se à defesa de tese em agosto de 2002.

ÍNDICE

RESUMO	x
ABSTRACT	xii
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4
ALTERAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA NA ÁGUA RESIDUÁRIA E NO SOLO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL	5
RESUMO	5
ALTERATION OF ORGANIC MATTER CONCENTRATION IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT	6
ABSTRACT	6
INTRODUÇÃO	7
REVISÃO DE LITERATURA	8
MATERIAL E MÉTODOS	15
RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
Remoção de DBO ₅ e DQO na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento	21
Alteração na concentração de matéria orgânica no solo no início das rampas de tratamento	30

Acúmulo de biomassa vegetal.....	32
CONCLUSÕES	34
AGRADECIMENTOS.....	34
LITERATURA CITADA	35
ALTERAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA RESIDUÁRIA, NO SOLO E NO CAPIM-COASTCROSS CULTIVADO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	37
RESUMO	37
ALTERATION OF PHOSPHORUS CONCENTRATION IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT	38
ABSTRACT.....	38
INTRODUÇÃO	39
REVISÃO DE LITERATURA.....	40
MATERIAL E MÉTODOS	45
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
Remoção de fósforo na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento.....	51
Alteração na concentração de fósforo no solo no início das rampas de tratamento.....	63
Remoção do fósforo pela planta.....	66
CONCLUSÕES	69
AGRADECIMENTOS.....	70
LITERATURA CITADA	70
ALTERAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO NA ÁGUA RESIDUÁRIA E NO CAPIM-COASTCROSS EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL	73
RESUMO	73
ALTERATION OF NITROGEN CONCENTRATION IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT ...	74
ABSTRACT.....	74
INTRODUÇÃO	75
REVISÃO DE LITERATURA.....	76

MATERIAL E MÉTODOS	81
RESULTADOS E DISCUSSÃO	86
Remoção de nitrogênio na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento.....	86
Remoção do nitrogênio pela planta.....	99
CONCLUSÕES	101
AGRADECIMENTOS.....	102
LITERATURA CITADA	102
ALTERAÇÃO NAS CONCENTRAÇÕES DE SÓDIO, POTÁSSIO, CÁLCIO E MAGNÉSIO NA ÁGUA RESIDUÁRIA, NO SOLO E NO CAPIM-COASTCROSS CULTIVADO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL	105
RESUMO	105
ALTERATION OF SODIUM, POTASSIUM, CALCIUM AND MAGNESIUM CONCENTRATIONS IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT.....	106
ABSTRACT.....	106
INTRODUÇÃO	107
REVISÃO DE LITERATURA.....	108
MATERIAL E MÉTODOS	112
RESULTADOS E DISCUSSÃO	118
Remoção de sódio e potássio na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento	118
Alteração na concentração de sódio, potássio, cálcio e magnésio no solo no início das rampas de tratamento.....	124
Remoção de sódio, potássio, cálcio e magnésio pela planta.....	130
CONCLUSÕES	136
AGRADECIMENTOS.....	136
LITERATURA CITADA	137
CONCLUSÕES GERAIS	139
APÊNDICE.....	141

RESUMO

LOURES, Ana Paula Santana, M.S., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2002. **Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Orientador: Antônio Alves Soares. Conselheiros: Antônio Teixeira de Matos, Rubens Alves de Oliveira e Paulo Roberto Cecon.

O sistema de tratamento por escoamento superficial tem recebido especial atenção como forma de dispor resíduos líquidos com produção de biomassa vegetal. Com o objetivo de melhor compreender e quantificar a remoção e a concentração de matéria orgânica (MO), fósforo (P), nitrogênio (N), sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) em faixas de tratamento por escoamento superficial, foram conduzidos ensaios de campo para avaliar o desempenho desses sistemas de tratamento, sob taxas de aplicação de 0,24; 0,36 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de tratamento com 2% de declividade, instaladas nas dependências da Área Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Verificou-se que, para 8 m de comprimento de faixa, a menor taxa de aplicação (0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) proporcionou a maior taxa de remoção dos nutrientes, tendo alcançado eficiências de 66,42% para demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5); 62,46% para demanda química de oxigênio (DQO); 47,46% para fósforo total

(Pt); 47,45% para fósforo total dissolvido (Ptd); 42,60% para fósforo inorgânico dissolvido (Pid); 85,12% para fósforo orgânico dissolvido (Pod); 53,39% para nitrogênio total (N_{tot}); 55,55% para nitrogênio amoniacal (N_{am}); 68,98% para nitrogênio orgânico (N_{org}); 55,41% para amônio ($N-NH_4^+$); 27,11% para Na e 12,34% para K. Entretanto, para fósforo total no resíduo (Ptr), a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de P, tendo alcançado o valor de 55,65%. Para nitrogênio nítrico (N_{nit}), a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de N, tendo alcançado o valor de 34,10%. Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,00195$ e $n = 2,31541$, para DBO; $k = 0,02001$ e $n = 0,78463$, para DQO; $k = 0,00194$ e $n = 2,31368$, para Pt; $k = 0,01470$ e $n = 0,93652$, para Ptr; $k = 0,00163$ e $n = 2,34421$, para Ptd; $k = 0,00230$ e $n = 2,08953$, para Pid; $k = 0,00952$ e $n = 1,95454$, para Pod; $k = 0,01255$ e $n = 1,20646$, para N_{tot} ; $k = 0,00591$ e $n = 1,73648$, para N_{am} ; $k = 0,07736$ e $n = -0,34409$, para N_{nit} ; $k = 0,00885$ e $n = 1,74748$, para N_{org} ; $k = 0,00558$ e $n = 1,85048$, para $N-NH_4^+$; $k = 0,01004$ e $n = 0,19381$, para Na; e $k = 0,00705$ e $n = 1,06897$, para K. Após a análise de amostras de solos coletadas a 1 m do início da faixa, antes e depois da aplicação do esgoto, na camada C_1 (de 0 a 10 cm), para todas as taxas de aplicação estudadas, verificou-se diminuição no conteúdo de MO. Na camada C_2 (de 50 a 60 cm), para as taxas de aplicação $0,24$ e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve aumento na referida variável enquanto que, para a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve diminuição. Para as taxas de aplicação $0,24$ e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, nas camadas C_1 e C_2 , verificou-se diminuição no conteúdo de P. Para a taxa $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, entretanto, em ambas as camadas, verificou-se aumento na referida variável. Observou-se uma tendência de os conteúdos de Na, K e Ca aumentarem, nas mesmas camadas, sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Para o magnésio (Mg), estes aumentos foram verificados na camada C_1 , para a taxa $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e, na camada C_2 , para a taxa $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. A taxa $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ proporcionou, no período de 137 dias de aplicação de esgoto, os maiores valores de rendimento acumulado na produção de biomassa e remoções de P, N, Na, K, Ca e Mg pelo capim-coastcross.

ABSTRACT

LOURES, Ana Paula Santana, M.S., Universidade Federal de Viçosa, August 2002. **Removal prediction models for qualitative parameters in overland flow system for domestic wastewater treatment using the ‘coastcross’ bermudagrass (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Adviser: Antônio Alves Soares. Committee members: Antônio Teixeira de Matos, Rubens Alves de Oliveira and Paulo Roberto Cecon.

Domestic wastewater must be viewed not only as a waste to be disposed but also as resource of organic matter and macro and micronutrients. The overland flow treatment has received special attention since it utilizes this resource for plant biomass production. In order to evaluate the overland flow treatment efficiency at different application rates: 0.24, 0.36 and 0.48 m³·h⁻¹·m⁻¹ of domestic wastewater, in flow slopes with a down-slope grade of 2%, an experiment was developed in the Experimental Area of the Agricultural Engineering Department at the Federal University of Viçosa. For the biomass production the ‘coastcross’ bermudagrass “*Cynodon dactylon* L.” was used. The highest removal rates for samples collected at 8 m from the beginning of the borders occurred for the application rate of 0.24 m³·h⁻¹·m⁻¹: 66,42% for 5-day biochemical oxygen demand (BOD₅); 62,46% for chemical oxygen demand (COD); 47,46% for total phosphorus (TP); 47,45% for total dissolved

phosphorus (TDP); 42,60% for inorganic dissolved phosphorus (IDP); 85,12% for organic dissolved phosphorus (ODP); 53,39% for total nitrogen (N_{tot}); 55,55% for ammoniacal nitrogen (N_{am}); 68,98% for organic nitrogen (N_{org}); 55,41% for ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$); 27,11% for sodium (Na); and 12,34% for potassium (K). However, for total suspended phosphorus (TSP), the highest removal rate occurred for the application rate of $0.36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$: 55,65%. For nitric nitrogen (N_{nit}), the highest removal rate occurred for the application rate of $0.48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$: 34,10%. The coefficients for the stage 1 of the exponential model were $k = 0,00195$ and $n = 2,31541$, for BOD; $k = 0,02001$ and $n = 0,78463$, for COD; $k = 0,00194$ and $n = 2,31368$, for TP; $k = 0,01470$ and $n = 0,93652$, for TSP; $k = 0,00163$ and $n = 2,34421$, for TDP; $k = 0,00230$ and $n = 2,08953$, for IDP; $k = 0,00952$ and $n = 1,95454$, for ODP; $k = 0,01255$ and $n = 1,20646$, for N_{tot} ; $k = 0,00591$ and $n = 1,73648$, for N_{am} ; $k = 0,07736$ and $n = -0,34409$, for N_{nit} ; $k = 0,00885$ and $n = 1,74748$, for N_{org} ; $k = 0,00558$ and $n = 1,85048$, for $\text{NH}_4^+\text{-N}$; $k = 0,01004$ and $n = 0,19381$, for Na; and $k = 0,00705$ and $n = 1,06897$, for K. Soils samples were collected at two layers at 1 m from upper end: L_1 (0 to 10 cm) and L_2 (50 to 60 cm). For all treatments the amount of organic matter at L_1 decreased at the end of the experiment. At L_2 the amount of organic matter increased for the treatments with application rates of 0.24 and $0.48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, and decreased for the $0.36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. It was detected a decrease in P for both layers for the treatments with 0.24 and $0.48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of application rate. In an opposite way, the amount of P for the treatment with $0.36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ increased. At L_1 and L_2 , the highest increase in Na, K and Ca were detected at the treatment with $0.36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of application rate, while the highest increase in Mg was detected at the treatment with $0.24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, for L_1 , and at the treatment with $0.48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ for L_2 . The treatment with $0.36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of application rate, in 137 days, presented the highest values of biomass production and P, N, Na, K, Ca and Mg removals by the ‘coastcross’ bermudagrass.

INTRODUÇÃO GERAL

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos, reflexo da perplexidade diante da degradação ambiental em nível mundial, tem levado à elaboração de legislação mais rigorosa, no intuito de proteger a qualidade dos recursos naturais, bem como à criação de órgãos de fiscalização, cada vez mais atuantes. A ação fiscalizadora é exercida por meio de autuação e aplicação de multas, tanto em companhias estatais quanto em pequenas e grandes empresas, localizadas não apenas próximas a núcleos urbanos, mas também na zona rural.

Procurando adequar-se a essa nova política, as empresas vêm buscando tecnologias de menor custo que minimizem os efeitos negativos de suas atividades, ou seja, que reduzam as formas de degradação e poluição ocasionadas pelo lançamento, sem tratamento adequado, de efluentes líquidos e gasosos e resíduos sólidos no meio ambiente.

No que concerne às companhias de saneamento do país, o lançamento de esgoto doméstico bruto em cursos d'água altera as características naturais da água a partir do ponto de lançamento e compromete sua qualidade para consumo humano ou mesmo para uso em atividades agropecuárias. A alteração da qualidade química e microbiológica da água pode vir a inviabilizar sua captação a jusante de pontos de lançamento, particularmente quando a carga orgânica

lançada atingir níveis que tornem economicamente inexecutável o tratamento para potabilização.

O fato de o esgoto doméstico constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais fez com que deixasse de ser visto apenas como um despejo residual e passasse a ser considerado um recurso aproveitável (Metcalf & Eddy, 1991). Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso ganharam impulso, principalmente, aquelas que aumentam a produção de biomassa vegetal, utilizada diretamente na alimentação humana ou animal. Uma das técnicas que tem recebido especial atenção é a de tratamento de esgotos pelo método de escoamento superficial.

Segundo Bernardes (1986), os métodos de aplicação de água residuária por escoamento superficial são adequados para implantação em solos com baixa capacidade de infiltração. No caso da aplicação de esgoto, o tratamento acontece quando o escoamento superficial ocorrer em superfície com cobertura vegetal, condição fundamental para o sucesso do método de tratamento.

Como fatores positivos identificados no método de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, têm sido apontados os seguintes aspectos: o baixo custo de implantação, mesmo considerando o uso de maiores áreas; a possibilidade de aproveitamento da mão-de-obra local; o baixo custo de manutenção; a possibilidade de reciclagem de água e nutrientes, com aproveitamento em cultivos agrícolas; o baixo consumo de energia; e a possibilidade de ser uma alternativa para a preservação de áreas verdes próximas às cidades.

Como fatores negativos, têm sido apontados os efeitos sobre a saúde pública, caso haja risco de dispersão de patógenos, a falta de conhecimento dos efeitos cumulativos no solo a longo prazo e a necessidade de áreas extensas para efetivação do tratamento.

Entende-se que, à medida que maiores discussões e pesquisas forem feitas, maior informação será disponibilizada no que se refere aos aspectos positivos e negativos do uso desse método de tratamento, tornando-se mais fácil definir o alcance e as limitações de sistemas de disposição no solo.

O pouco conhecimento gerado sobre parâmetros de dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, devidamente adaptados para nossas condições climáticas, pode ser responsável pela relativamente pequena expansão da técnica, mesmo considerando as grandes vantagens que apresenta sobre as outras técnicas de tratamento.

Objetivou-se com o presente trabalho determinar os parâmetros de dimensionamento de estação de tratamento de esgoto (ETE) por escoamento superficial, para as condições de solo e clima de Viçosa - MG, bem como avaliar alterações químicas no solo e a capacidade do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), cultivado nas rampas de tratamento, em absorver nutrientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bernardes, R.S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. Revista DAE, São Paulo, vol.46, n.145, p.129-148, 1986.

Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3rd ed. New York: McGraw-Hill Publishing Company, 1991. 1334p.

ALTERAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA NA ÁGUA RESIDUÁRIA E NO SOLO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

RESUMO

O sistema de tratamento por escoamento superficial tem recebido especial atenção como forma de dispor resíduos líquidos com produção de biomassa vegetal. Com o objetivo de melhor compreender e quantificar a remoção e a concentração de matéria orgânica (MO) em faixas de tratamento por escoamento superficial, foram conduzidos ensaios de campo para avaliar o desempenho desses sistemas de tratamento, sob taxas de aplicação de 0,24; 0,36 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de tratamento com 2% de declividade, instaladas na Área Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Verificou-se que, para 8 m de comprimento de rampa, a menor taxa de aplicação ($0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) proporcionou a maior taxa de remoção de material orgânico, tendo alcançado eficiências de 66,42% para demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5) e 62,46% para demanda química de oxigênio (DQO). Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,00195$ e $n = 2,31541$, para DBO_5 , e $k = 0,02001$ e $n = 0,78463$, para DQO. Após a análise de amostras de solos coletadas a 1 m do início da rampa, antes e depois da aplicação do esgoto, na camada C_1 (de 0 a 10 cm), para todas as taxas de aplicação estudadas, verificou-se diminuição no conteúdo de MO. Na camada C_2 (de 50 a 60 cm), para as taxas de aplicação 0,24 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve aumento na referida variável enquanto que, para a taxa de aplicação 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve diminuição. A taxa 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ proporcionou, no período de 137 dias de aplicação de esgoto, o maior valor de rendimento acumulado na produção de biomassa pelo capim-coastcross.

Palavras-chave: esgoto, escoamento superficial, remoção de matéria orgânica

**ALTERATION OF ORGANIC MATTER CONCENTRATION IN
OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC
WASTEWATER TREATMENT**

ABSTRACT

Domestic wastewater must be viewed not only as a waste to be disposed but also as resource of organic matter and macro and micronutrients. The overland flow treatment has received special attention since it utilizes this resource for plant biomass production. In order to evaluate the overland flow treatment efficiency for different application rates: 0.24, 0.36 and 0.48 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of domestic wastewater, in 2% down-slope irrigation strips, an experiment was developed in the Experimental Area of the Agricultural Engineering Department at Federal University of Viçosa. For the biomass production the ‘coastcross’ bermudagrass “*Cynodon dactylon* L.” was used. The highest removal rates for samples collected at 8 m from the beginning of the borders occurred for the application rate of 0.24 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$: 66,42% for 5-day biochemical oxygen demand (BOD₅) and 62,46% for chemical oxygen demand (COD). The coefficients for the stage 1 of the exponential model were $k = 0,00195$ and $n = 2,31541$, for BOD; and $k = 0,02001$ and $n = 0,78463$, for COD. Soils samples were collected at two layers at 1 m from upper end: L₁ (0 to 10 cm) and L₂ (50 to 60 cm). For all treatments the amount of organic matter at L₁ decreased at the end of the experiment. At L₂ the amount of organic matter increased for the treatments with application rates of 0.24 and 0.48 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, and decreased for the 0.36 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. The treatment with 0.36 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of application rate presented the highest values of biomass production.

Keys words: wastewater, overland flow, organic matter removal

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos, reflexo da perplexidade diante da degradação ambiental em nível mundial, tem levado à elaboração de legislação mais rigorosa, no intuito de proteger a qualidade dos recursos naturais, bem como à criação de órgãos de fiscalização, cada vez mais atuantes. Procurando adequar-se a essa nova política, as empresas vêm buscando tecnologias de menor custo que minimizem os efeitos negativos de suas atividades, ou seja, que reduzam as formas de degradação e poluição ocasionadas pelo lançamento, sem tratamento adequado, de efluentes líquidos e gasosos e resíduos sólidos no meio ambiente.

O fato de o esgoto doméstico constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais fez com que deixasse de ser visto apenas como um despejo residual e passasse a ser considerado um recurso aproveitável (Metcalf & Eddy, 1991). Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso ganharam impulso, principalmente, aquelas que aumentam a produção de biomassa vegetal, utilizada diretamente na alimentação humana ou animal. Uma das técnicas que tem recebido especial atenção é a de tratamento de esgotos pelo método de escoamento superficial.

O pouco conhecimento gerado sobre parâmetros de dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, devidamente adaptados para nossas condições climáticas, pode ser responsável pela expansão relativamente pequena da técnica.

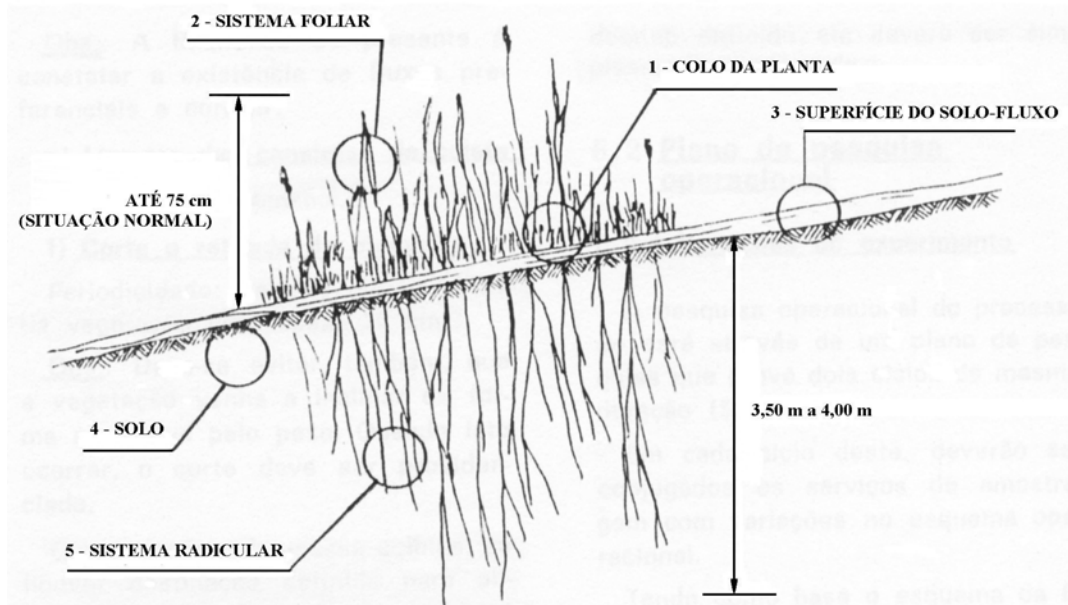
Objetivou-se com o presente trabalho determinar os parâmetros de dimensionamento de estação de tratamento de esgoto (ETE) por escoamento superficial, para as condições de solo e clima de Viçosa - MG, bem como de avaliar alterações químicas no solo e a produção de matéria seca do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), cultivado nas rampas de tratamento.

REVISÃO DE LITERATURA

Segundo Bernardes (1986) e Paganini (1997), no processo de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, os compostos orgânicos são biodegradados pela integração de processos naturais físicos, químicos e biológicos à medida que escoam sobre a superfície do solo. A ação física é realizada com a retenção da matéria orgânica no solo e na vegetação que recobre a rampa de escoamento, facilitando as ações química e biológica na decomposição.

EPA (1981) e Paganini (1997) registraram que a oxidação biológica é o principal mecanismo responsável pela remoção dos materiais orgânicos solúveis na água residuária. Materiais orgânicos suspensos e coloidais contribuem com cerca de 50% da carga de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em esgoto doméstico bruto e são removidos por sedimentação e filtração no interstício solo-planta e/ou na própria fração orgânica do solo.

Paganini (1997) relatou que o escoamento de águas residuárias por entre o colo das plantas propicia a formação de um filme biológico (Figura 1) constituído pelos microrganismos responsáveis pela transformação das substâncias não decantáveis, coloidais e dissolvidas, em sólidos estáveis e facilmente decantáveis, que são retidos no solo, onde podem ser biodegradados. A matéria orgânica absorvida no filme biológico sofre degradação aeróbia, nas camadas exteriores do mesmo, pelos organismos aeróbios. À medida que a microbiota cresce, a espessura da camada biológica aumenta e o oxigênio não consegue penetrar nas camadas mais internas do filme biológico, local onde a degradação se processa de forma anaeróbia. A população microbiana é constituída por grande número de espécies de bactérias, fungos, algas, protozoários, vermes e outros organismos em menores quantidades e varia de acordo com a espessura da lâmina de esgotos aplicada, a natureza da água residuária e do solo e as estações do ano.



Fonte: Terada et al., 1985.

Figura 1. Elementos atuantes no tratamento por disposição no solo pelo método de escoamento superficial.

Paganini (1997) observou que a ação do solo na remoção da matéria orgânica de águas residuárias é mais efetiva na camada superficial de 10 a 15 cm. A matéria orgânica particulada, filtrada pelo solo, bem como a dissolvida, que percola pelo mesmo, são parcialmente degradadas por microrganismos heterotróficos que conferem ao sistema, como um todo, a habilidade de utilizar e degradar a maior parte dos compostos orgânicos, sob as mais diversas condições.

Ainda segundo o mesmo autor, em condições aeróbias, os microrganismos do solo têm grande capacidade de biodegradar a matéria orgânica, convertendo-a em matéria celular, gás carbônico (CO_2) e água, pela ação de bactérias, na presença de oxigênio dissolvido. O carbono orgânico serve como fonte de energia para os microrganismos e as plantas utilizam o CO_2 liberado na respiração e/ou presente no ar em seu metabolismo. Para assegurar maiores eficiências no processo de biodegradação da matéria orgânica pelo solo, é preciso estabelecer uma alternância entre períodos de aplicação e períodos sem

aplicação de água residuária, de tal forma que, a cada rega, se faça suceder um período suficientemente longo sem aplicação, no qual se restabeçam as condições de umidade do solo que possibilitam a penetração do ar (Dommergues & Mangenot, 1970).

Se a camada superficial ativa do solo estiver em condições de ausência de oxigênio, ocorre um mecanismo de degradação anaeróbia. Na fase anaeróbia, a digestão, além de ser mais lenta, é incompleta, resultando em compostos parcialmente estabilizados que não serão utilizados pela planta, podendo ser lixiviados para o lençol freático ou permanecer no solo de forma cumulativa.

Ainda de acordo com o mesmo autor, a função do solo de suporte da vegetação geralmente reflete e comprova as características da sua população microbiana. Cada população microbiana em particular é capaz de apresentar grande diversidade de reações químicas características que se alteram de local para local, considerando as peculiaridades químicas do solo, principalmente na rizosfera, isto é, na camada de solo que envolve o sistema radicular. Na maioria dos solos, as bactérias são encontradas em número preponderante; entretanto, convém destacar também a importância dos fungos, pois representam papel significativo nas reações biológicas necessárias ao bom desempenho da disposição de águas residuárias no solo, uma vez que são capazes de realizar elevada diversidade de reações químicas.

Campos (1999) registrou que, normalmente, as variáveis DBO e demanda química de oxigênio (DQO), entre outras, são usadas na avaliação da eficiência de uma estação de tratamento. O grau de eficiência no controle dessas estações e os valores das concentrações-limite dessas variáveis nos efluentes devem atender aos padrões de emissão para o lançamento em corpos receptores ou para disposição final no solo, de acordo com o estabelecido na legislação ambiental vigente.

A Deliberação Normativa n° 010, de 16 de dezembro de 1986, da Comissão de Política Ambiental (COPAM), que estabelece normas e padrões para lançamento de efluentes nas coleções de águas no Estado de Minas Gerais,

no Artigo 15, letra g, fixa o limite máximo de $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DBO_5 a 20°C (este limite só poderá ser ultrapassado no caso de o sistema de tratamento de águas residuárias ser capaz de reduzir a carga poluidora do efluente, em termos de DBO_5 a 20°C , em no mínimo 85%, desde que não altere a classe de enquadramento do curso d'água receptor); e, letra h, o limite máximo de $90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DQO (Campos, 1998).

Para o atendimento dos padrões estabelecidos na legislação ambiental para o lançamento de água residuária em corpos receptores, é necessário o correto dimensionamento do sistema de tratamento por escoamento superficial. Em vista disso, torna-se relevante a obtenção de modelos matemáticos que possibilitem o cálculo do comprimento da rampa para que os objetivos do tratamento sejam alcançados.

De acordo com Abernathy et al. (1985), o modelo mais comumente encontrado na literatura para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial utiliza o comprimento da rampa de escoamento como única variável independente. Durante o escoamento, ocorre o contato entre a superfície do filme biológico e a água residuária. Espera-se que o tempo de contato e o desempenho do sistema de tratamento estejam diretamente relacionados e que aumentos no tempo de contato produzam melhor desempenho do tratamento. Entretanto, uma relação para simular o tempo de detenção do líquido em uma rampa de escoamento superficial, baseada em suas características físicas e operacionais tais como declividade, distância de escoamento e taxa de aplicação, não está disponível, sendo o comprimento da rampa, constante e facilmente medido, usado como referencial para o tempo de contato entre a água residuária e o filme biológico.

Smith & Schroeder (1985), baseados em resultados de estudo piloto, concluíram que a remoção do material orgânico do efluente primário poderia ser descrita por um modelo com dois estágios em função apenas do comprimento da rampa (x) e da taxa de aplicação (q). O estágio 1 do modelo é aplicado aos primeiros 6 a 10 m do comprimento da rampa, onde a taxa de remoção orgânica é maior, sendo o estágio 2 do modelo aplicado para o restante da rampa. Assim:

$$\text{Est\u00e1gio 1 (} x < 9 \text{ m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A \exp(-K x) \quad (1)$$

$$\text{Est\u00e1gio 2 (} x > 9 \text{ m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A' \exp(-K' x) \quad (2)$$

em que,

C_x = concentra\u00e7\u00e3o de DBO_5 \u00e0 dist\u00e2ncia x na rampa de escoamento ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

C_0 = concentra\u00e7\u00e3o de DBO_5 no in\u00edcio da rampa de escoamento ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

A, A' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente;

K, K' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente; e

x = dist\u00e2ncia na rampa de escoamento (m).

Smith & Schroeder (1985), ainda no estudo piloto, concl\u00far\u00e3m que os coeficientes K e K' nas equa\u00e7\u00f5es 1 e 2 variaram como uma fun\u00e7\u00e3o da taxa de aplica\u00e7\u00e3o q , de acordo com as seguintes equa\u00e7\u00f5es:

$$\text{Est\u00e1gio 1 (} x < 9 \text{ m):} \quad K = \frac{k}{q^n} \quad (3)$$

$$\text{Est\u00e1gio 2 (} x > 9 \text{ m):} \quad K' = \frac{k'}{q^{n'}} \quad (4)$$

em que,

k, k' = coeficientes determinados empiricamente ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$);

q = taxa de aplica\u00e7\u00e3o ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ de largura da rampa); e

n, n' = coeficientes determinados empiricamente.

Na Tabela 1, est\u00e3o apresentados os valores para os coeficientes k' e n' , no est\u00e1gio 2 do modelo, para esgoto dom\u00e9stico, sugeridos por Smith & Schroeder (1985), v\u00e1lidos para taxas de aplica\u00e7\u00e3o na faixa de 0,10 a 0,37 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, obtidos em rampas de escoamento com 2% de declividade.

Tabela 1. Coeficientes k' e n' nos modelos de remoção no estágio 2, com os respectivos coeficientes de correlação, para demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5) e carbono orgânico total (COT) em esgoto doméstico, de acordo com o tipo de água residuária aplicada

Água residuária aplicada	Variável	Coeficientes		Coeficiente de correlação (r)
		k'	n'	
Efluente primário	DBO_5	0,04277	0,13558	0,9546
	COT	0,03828	0,17073	0,5727
Efluente bruto peneirado	DBO_5	0,03036	0,40269	0,9660
	COT	0,03220	0,35265	0,8628

De acordo com Smith & Schroeder (1985), a provável razão para a observação de duas taxas distintas para a remoção orgânica, tomando-se por base o comprimento da rampa de escoamento superficial, é que a matéria orgânica sedimentável é prontamente removida nos primeiros metros, deixando o material orgânico coloidal e solúvel para ser removido, em menor taxa, por adsorção e, posteriormente, por assimilação bacteriana, no comprimento restante da rampa.

O método de dimensionamento da Universidade da Califórnia na cidade de Davis (Método UCD), descrito por EPA (1981), apresenta o seguinte modelo para o estágio 2, para esgoto doméstico, válido para taxas de aplicação na faixa de 0,08 a 0,24 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-1}$:

$$\text{Estágio 2 (} x > 9 \text{ m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A' \exp\left(-\frac{k'}{q^{n'}} x\right) \quad (5)$$

em que,

C_x = concentração de DBO_5 à distância x na rampa de escoamento ($mg \cdot L^{-1}$);

C_0 = concentração de DBO_5 no início da rampa de escoamento ($mg \cdot L^{-1}$);

A' = coeficiente de ajuste determinado empiricamente (igual a 0,72);

k' = coeficiente de ajuste determinado empiricamente (igual a $0,01975 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$);

q = taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ de largura da rampa);

n' = coeficiente determinado empiricamente (igual a 0,5); e

x = distância na rampa de escoamento (m).

Na Tabela 2, estão apresentados os valores para os coeficientes k e n , no estágio 1 do modelo, e k' e n' , no estágio 2, para esgoto doméstico bruto, sugeridos por Coraucci Filho (1991), válidos para taxas de aplicação na faixa de 0,15 a 0,30 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, obtidos em rampas de escoamento com diferentes declividades.

Tabela 2. Coeficientes nos modelos de remoção nos estágios 1 e 2 para demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5) em esgoto doméstico bruto, para diferentes declividades da rampa e taxas de aplicação

Estágio do modelo	Declividade da rampa (%)	Taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)	Coeficientes			
			k	n	k'	n'
1	4	0,10 a 0,15	0,52593	-0,63523	-	-
	4	0,20 a 0,30	0,00604	2,39273	-	-
2	2	0,10 a 0,15	-	-	0,02994	0,06245
	2	0,20 a 0,30	-	-	0,04520	-0,46566
	4	0,10 a 0,15	-	-	0,31199	-0,94750
	4	0,20 a 0,30	-	-	0,02044	0,55157

MATERIAL E MÉTODOS

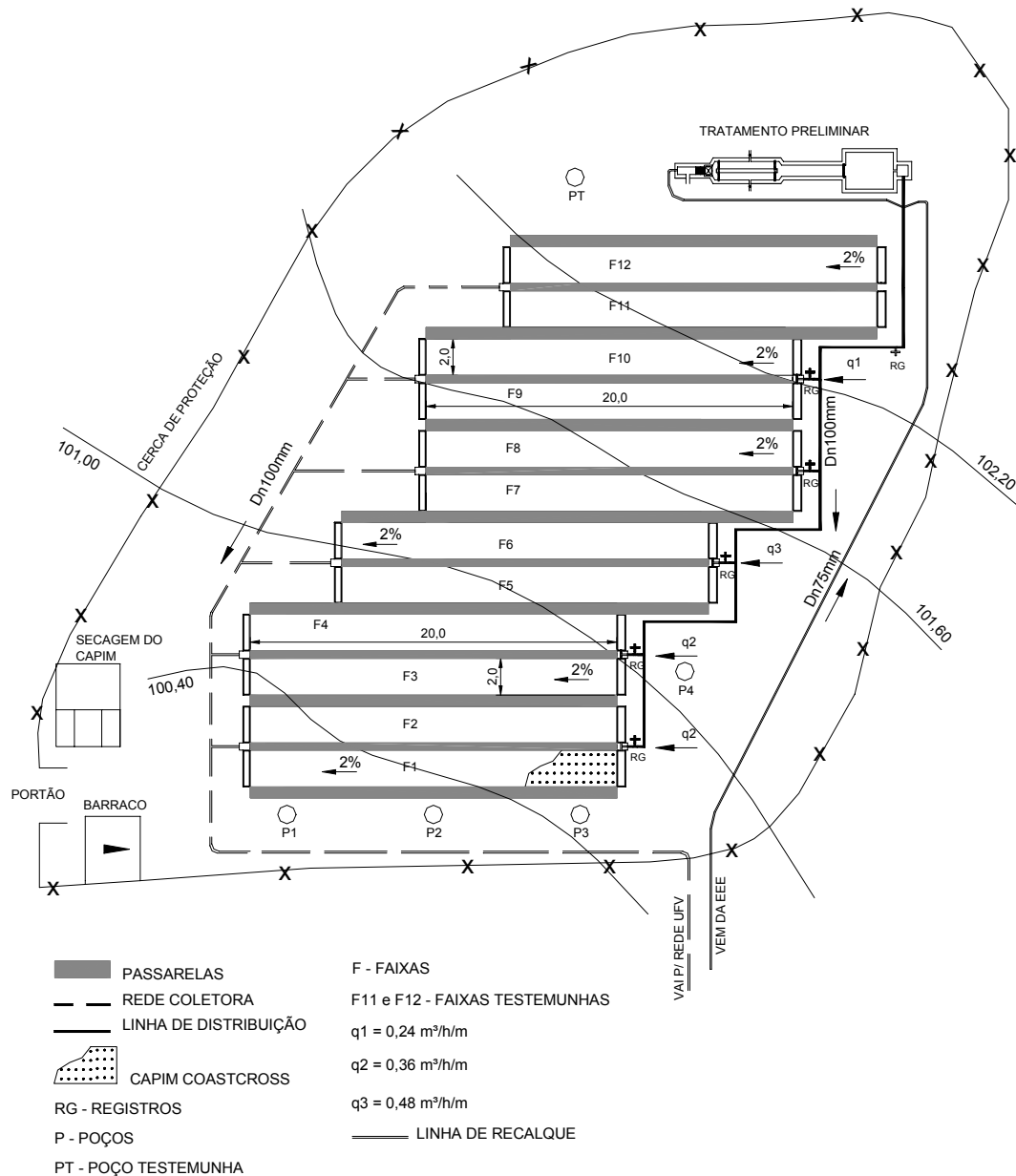
O trabalho de campo foi realizado no período de julho a novembro de 2001, utilizando-se o método de escoamento superficial, na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EeTE), localizada na UFV, em Viçosa, MG, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20°45'14" S e longitude 42°52'53" W, altitude média de 648,74 m acima do nível do mar.

O esgoto doméstico era proveniente do conjunto residencial Condomínio Bosque do Acamari, constituído por 136 unidades residenciais unifamiliares, situado próximo à UFV, na cidade de Viçosa, Zona da Mata mineira.

Foi construída uma Estação Experimental Elevatória de Esgoto (EeEE), dotada de duas bombas submersíveis de 1,0 cv, sendo uma reserva, com vazão de 1,86 L·s⁻¹ e altura manométrica de 14 mca, para recalcar o esgoto por meio de 430 m de emissário em policloreto de vinila (PVC), diâmetro nominal de 75 mm, até a EeTE (Fonseca, 2000).

A EeTE, com área total de 700 m² (Figura 2), consistiu de tratamentos primário e secundário (Figuras 1A a 3A e 4A e 5A do Apêndice, respectivamente). O tratamento preliminar foi composto por gradeamento, desarenação, canal para realização de medição de vazão em vertedouro de seção triangular com ângulo de 90° e tanque de equalização de 1 m³, onde o esgoto foi misturado por uma hélice acionada por motor de 2,0 cv de 3.500 rpm. O tratamento biológico (secundário) foi efetuado no solo em uma área dividida em seis planos de sistematização, cada um com duas rampas de 2 m de largura, 20 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.).

Foram utilizadas três taxas de aplicação de esgoto: 0,24; 0,36 e 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹. As taxas de 0,24 e 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹ foram aplicadas em rampas de tratamento duplicadas, enquanto a taxa de 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹ foi aplicada em apenas uma rampa de tratamento. O esgoto foi distribuído com uso de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm e extensão total de 50 m. O controle da vazão foi



Fonte: Adaptado Fonseca 2000.

Figura 2. Croqui da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto.

feito, para o ajuste preliminar, com o emprego de registros de gaveta de 100 mm, instalados na entrada de cada plano de sistematização, e, para o ajuste fino, com torneiras instaladas na entrada de cada rampa.

Foram construídas canaletas de concreto no início de cada rampa, para uniformizar a aplicação do efluente do tratamento preliminar, e no final, para recolhimento do escoamento superficial e sua condução por meio de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm, para a rede de esgoto da UFV.

O sistema de tratamento de esgoto operou com um período de aplicação de 8 h·dia⁻¹ e uma frequência de aplicação de 5 dias·semana⁻¹, estabelecendo-se descanso aos sábados, domingos e feriados.

Amostras do esgoto foram coletadas com seringas descartáveis de 20 mL na entrada do tratamento biológico (secundário), ou seja, no início de cada rampa e ao longo desta, nas distâncias de 2, 4, 6, 8 e 10 m, sendo feitas três coletas de 100 mL em cada ponto, gerando, assim, amostras compostas, em cada dia de coleta. Em geral, as coletas foram realizadas quinzenalmente, às terças ou quartas-feiras, no intervalo de 9 às 15 h, correspondentes aos dias e horários de maior concentração de carga orgânica no esgoto doméstico (Fonseca, 2000).

Nas Tabelas 3 e 4, estão apresentados, respectivamente, os dados meteorológicos diários e mensais, obtidos durante o período de monitoramento da EeTE.

As análises do esgoto foram efetuadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, sendo a DBO₅ e a DQO analisadas pelos métodos 5210 B e 5220 B, respectivamente, descritos no "Standard Methods" (APHA; AWWA; WEF, 1992).

As análises de DBO₅ e DQO foram realizadas em número de três replicatas para cada ponto, cuja média determinou a concentração característica para o referido ponto.

Neste experimento, adotou-se o modelo de aproximação da distância ao longo do comprimento para descrever a remoção dos nutrientes. As concentrações em cada ponto de amostragem (C) em relação à concentração

Tabela 3. Dados meteorológicos dos dias em que houve coleta de amostras do esgoto em escoamento nas rampas de tratamento da EeTE

Data de coleta	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
04/07/01	15,3	75	9,9	939,3	0,0	2,4
17/07/01	14,2	80	10,5	940,2	0,0	3,0
31/07/01	16,5	72	8,5	944,0	0,0	3,7
14/08/01	17,3	74	10,7	943,3	0,0	4,0
29/08/01	19,7	85	7,5	925,8	0,0	3,2
12/09/01	16,3	93	0,0	938,9	0,0	5,2
25/09/01	20,9	69	4,8	936,7	0,0	3,7
23/10/01	21,7	69	12,3	935,2	6,5	2,2
07/11/01	23,4	75	9,2	937,5	1,5	2,4
21/11/01	20,6	82	2,1	937,8	10,5	1,0

T = temperatura média do ar; P = pressão média; UR = umidade relativa média; Pe = precipitação total; I = insolação total; Ev = evaporação total.

Tabela 4. Dados meteorológicos mensais no período de monitoramento da EeTE

Data	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
Jul/01	16,8	77,9	205,5	940,1	2,0	90,3
Ago/01	18,3	74,8	244,5	931,9	6,4	105,6
Set/01	19,1	74,1	174,4	938,7	80,0	90,8
Out/01	20,5	74,3	184,1	937,1	153,2	90,7
Nov/01	22,2	81,7	148,1	934,8	231,5	68,4

afluente (C_0) foram determinadas para cada evento de amostragem (C/C_0). Estes valores foram utilizados para ajustar os parâmetros dos modelos linear e exponencial.

Para efeito de análise estatística, considerou-se o experimento montado no delineamento inteiramente casualizado com tratamentos (distância) e repetições diferentes para cada rampa. Os dados foram analisados para cada rampa por meio de análise de regressão. Os coeficientes de determinação, r^2 , para o modelo linear simples, e R^2 , para o modelo exponencial, foram calculados baseando-se na fórmula: Soma de Quadrados da Regressão dividida pela Soma de Quadrados da Distância, ou seja, SQR/SQD. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software Sistemas para Análises Estatísticas (SAEG) versão 8.0, desenvolvido na UFV.

Os coeficientes k e n foram determinados por meio de regressão linear de $\ln K$ versus $\ln q$ para o modelo exponencial.

O solo da área pertence à classe Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico (PVA), de textura argilosa (Fonseca, 2000), atualmente, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999). Para avaliá-lo quanto às alterações em relação ao conteúdo de matéria orgânica, ao longo do seu perfil, foram coletadas amostras por ocasião do início e do término do experimento, em duas camadas: de 0 a 10 e de 50 a 60 cm, à distância de 1 m do início da rampa.

As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Análise de Rotina de Solos do Departamento de Solos (DPS) da UFV, sendo a matéria orgânica (MO) calculada a partir da variável carbono orgânico (C_{org}), analisado pelo método Walkley-Black (Alvarez V., s.d.; Silva, 1999), de acordo com a seguinte relação: $MO = C_{org} \times 1,724$.

Para avaliar a forrageira quanto à sua capacidade de remover nutrientes, foram efetuados três cortes à distância de 1 m do início da rampa, em área de 1 m², com intervalo de aproximadamente 45 dias entre os cortes, totalizando um período de avaliação de 137 dias. As amostras da forrageira para análise foram coletadas com uso de cutelo e, após a sua retirada, o capim restante foi cortado com uso de roçadeira costal e retirado das rampas de escoamento superficial.

As amostras da forrageira foram pesadas em balança semi-analítica com capacidade de 1.500 g, 0,05 g de precisão, no próprio local do experimento, para

determinação da produção de matéria verde. Em seguida, o capim foi imediatamente transportado para o Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, onde foi separado em amostras as quais foram pesadas e conduzidas para a Unidade de Beneficiamento de Sementes do Departamento de Fitotecnia (DFT) da UFV, onde foram colocadas em estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65°C, por um período de 72 horas, para pré-secagem (Figuras 6A a 8A do Apêndice). Em seguida, estas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia (DZO) da UFV, onde se procedeu à moagem das mesmas em moinho tipo Willey, guardando-se as amostras em recipientes de vidro para análises posteriores. Aproximadamente 3 g de cada amostra moída foram secas em estufa, a 105°C, para determinação dos valores de Amostra Seca em Estufa (ASE), a fim de se corrigir o teor de matéria seca (MS).

Torna-se importante ressaltar, como breve histórico, que o presente trabalho foi implantado em área previamente utilizada em experimento desenvolvido com o objetivo de avaliar a aplicação de esgoto bruto de origem doméstica no solo pelo método de escoamento superficial, como alternativa de tratamento e uso do esgoto na agricultura. Neste trabalho anterior, o sistema foi constituído de unidade de tratamento preliminar e 12 faixas de irrigação cultivadas com o capim-coastcross. Foram testadas as taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹. Duas faixas irrigadas com água foram utilizadas como testemunha. O período de monitoramento do sistema foi de março a setembro de 1999, o período de aplicação de 8 h·dia⁻¹ e a frequência de aplicação de 5 dias·semana⁻¹, com descanso aos sábados e domingos (Fonseca, 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de DBO_5 e DQO na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento

Na Tabela 5, estão apresentadas as concentrações e remoções médias de DBO_5 e DQO, no esgoto em escoamento, coletado ao longo das rampas de tratamento. Na Figura 3, estão apresentados os dados coletados e os valores médios, interligados por retas, relacionados na Tabela 5.

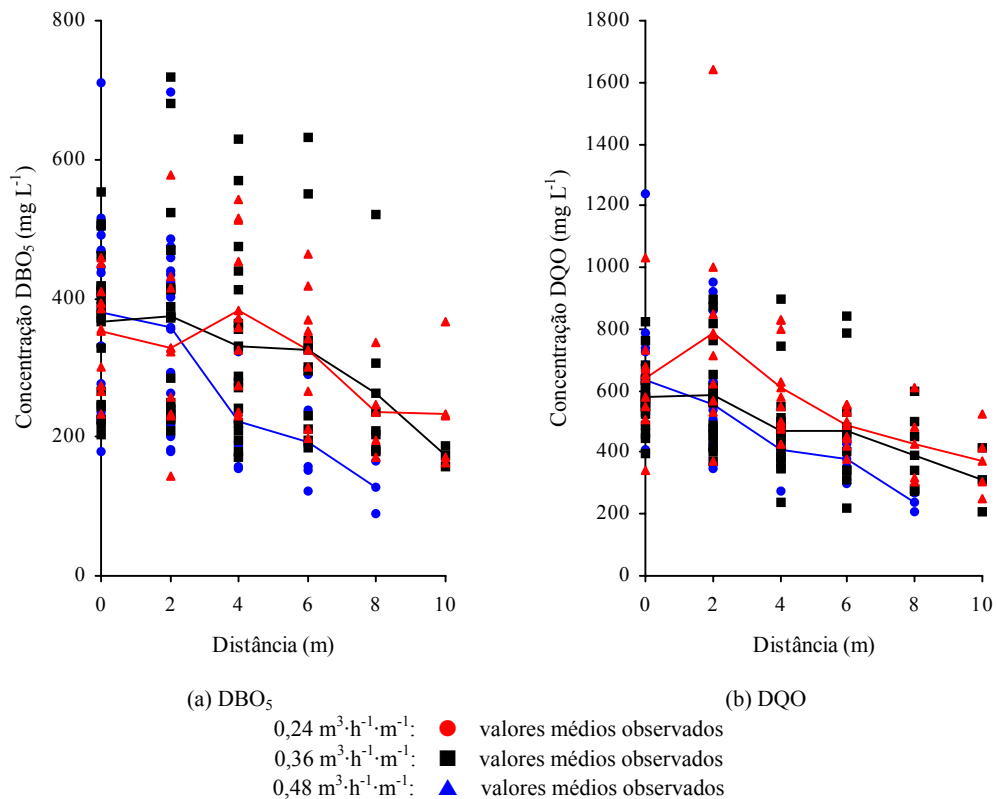


Figura 3. Valores médios observados para concentração de (a) demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5) e (b) demanda química de oxigênio (DQO), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

Tabela 5. Valores médios de concentração e de remoção de DBO₅ e DQO do esgoto, para diferentes distâncias percorridas em rampas de tratamento por escoamento superficial e para diferentes taxas de aplicação

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)		Distância (m)					
			0	2	4	6	8	10
DBO ₅	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	378,71	357,90	222,84	191,35	127,19	-
		Remoção (%)	0,00	5,49	41,16	49,47	66,42	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	365,75	373,89	331,07	326,43	262,48	172,47
		Remoção (%)	0,00	- 2,22	9,48	10,75	28,24	52,85
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	352,82	326,85	382,17	324,39	236,82	232,37
		Remoção (%)	0,00	7,36	- 8,32	8,06	32,88	34,14
DQO	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	635,20	553,30	410,49	379,61	238,46	-
		Remoção (%)	0,00	12,89	35,38	40,24	62,46	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	580,13	585,40	467,80	470,61	389,46	312,55
		Remoção (%)	0,00	- 0,91	19,36	18,88	32,87	46,12
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	642,08	786,09	610,88	485,90	427,22	373,60
		Remoção (%)	0,00	-22,43	4,86	24,32	33,46	41,81

A indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial deve-se à operação do sistema por um período de apenas cinco meses, quando a literatura registra um período inicial de aclimatação de 3 a 4 meses (EPA, 1981), o que pode ser considerado reduzido para completa formação do filme biológico. Além disso, as taxas de aplicação podem ter sido mais baixas que o necessário para promover a saturação da camada superficial do solo ao longo do comprimento total da rampa.

Na implantação do sistema de tratamento, em período anterior ao da condução deste experimento, foi construído um dreno aos 10 m de comprimento da rampa. Mesmo depois de executadas obras para lacrar devidamente o mesmo, o meio da rampa permaneceu como um ponto crítico, em termos de permeabilidade, durante a operação do sistema.

Outro aspecto que dificultou o escoamento superficial foi a existência de caminhos preferenciais de deslocamento da água residuária devido à formação de

fissuras no solo argiloso, durante o período em que o sistema de tratamento permaneceu em obras de manutenção, e à possibilidade de ocorrência de escoamento subsuperficial pelo fato de as rampas de tratamento terem sido construídas perpendicularmente às curvas de nível.

Avaliando-se os dados apresentados na Tabela 5, percebe-se uma tendência de a eficiência de remoção da matéria orgânica aumentar com o comprimento da rampa de escoamento. No entanto, algumas vezes, verificou-se aumento e não decréscimo do material orgânico (remoção negativa). Isto ocorreu devido à oscilação da concentração do afluente nos diferentes dias de coleta e ao fato de o esgoto, ao escoar sobre a superfície do solo, arrastar consigo partículas de argila; material orgânico proveniente do filme biológico que se desprende da superfície solo-planta; e material vegetal proveniente do corte do capim que, devido às pequenas dimensões, pela utilização do ancinho, não é removido da rampa, permanecendo sobre a mesma enquanto sofre decomposição. A camada de lodo que se acumulou no início da rampa deve ter contribuído para o aumento das concentrações médias de DBO_5 e DQO aos 2 m. Além disso, a aplicação da água residuária foi realizada com o emprego de torneiras instaladas a uma altura média de 33 cm do topo da canaleta de distribuição do esgoto nas rampas de escoamento. Este mecanismo promoveu uma pequena aeração do esgoto ao ser despejado e o manteve em constante agitação na canaleta, levando à formação de bolhas de ar na massa líquida a ser distribuída, o que deve ter colaborado para a diminuição das concentrações médias de DBO_5 e DQO a 0 m nas rampas de tratamento. Tal fato também pode ter contribuído para que os valores encontrados para as referidas concentrações aos 2 m mostrassem ser superiores aos valores a 0 m.

As menores concentrações médias de DBO_5 e DQO no esgoto em escoamento sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ foram obtidas aos 8 m do início da rampa, onde os valores alcançados foram de $127,19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $238,46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Estes valores estão superiores aos limites para DBO_5 a 20°C ($60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e para DQO ($90 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) estabelecidos pela Deliberação Normativa nº 010/86, da Comissão de Política Ambiental (COPAM)

para lançamento de efluentes em corpos receptores (Campos, 1998). Entretanto, cabe ressaltar que as concentrações encontradas no presente trabalho referem-se à fase inicial do tratamento, correspondente aos primeiros metros de comprimento de rampa, e não à concentração final do efluente do sistema de tratamento. Para 20 m de comprimento de rampa e para o mesmo sistema, Fonseca (2000) registrou concentrações de até $95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $205 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, para DBO_5 e DQO para a mesma taxa de aplicação, atribuindo estes resultados não satisfatórios à insuficiência do tempo de operação do sistema para a completa formação do filme biológico e ao pequeno comprimento das rampas de escoamento superficial.

As maiores eficiências médias de remoção de DBO_5 e DQO no esgoto em escoamento sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ foram obtidas aos 8 m do início da rampa, onde os valores alcançados foram de 66,42% e 62,46%, respectivamente.

Considerando-se a eficiência de remoção de 66,42% para DBO_5 , percebe-se que este valor está inferior ao valor de 85% de eficiência de remoção, estabelecido pela supracitada Deliberação Normativa nº 010/86. Entretanto, cumpre ressaltar que as eficiências encontradas no presente trabalho referem-se à fase inicial do tratamento, correspondente aos primeiros metros de comprimento de rampa e não à eficiência total do sistema de tratamento. Para 20 m de comprimento de rampa e para o mesmo sistema, Fonseca et al. (2000) registraram eficiência de remoção para a variável DBO_5 de até 75% para a mesma taxa de aplicação.

A taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ alcançou as maiores taxas de remoção de DBO_5 e DQO, enquanto a taxa $0,48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, as menores, o que condiz com os resultados reportados por outros autores. Fonseca et al. (2000) registraram, para a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, remoções médias de 61,2% na DBO_5 e 63,2% na DQO, enquanto que, para a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, as remoções foram de 53,9% na DBO_5 e 56,7% na DQO.

Tomando-se por base o comprimento da rampa de escoamento superficial e com base nos resultados encontrados neste trabalho e naquele

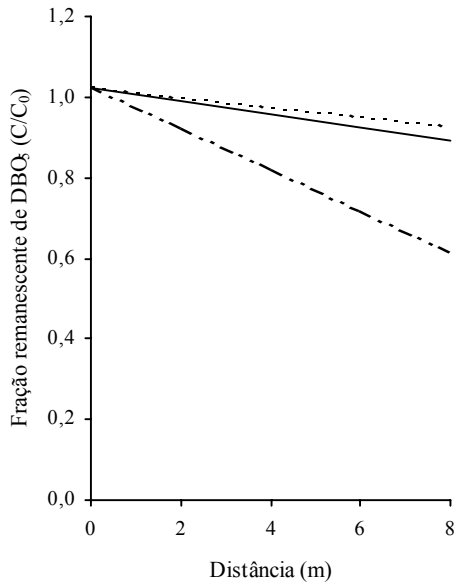
conduzido por Fonseca (2000), comprovou-se a existência de duas taxas distintas para a remoção orgânica: nos primeiros metros, a matéria orgânica sedimentável é prontamente removida (aos 8 m do início da rampa, a eficiência média de remoção obtida neste trabalho foi de 66,42% para DBO₅) e, no comprimento restante da rampa, o material orgânico coloidal e solúvel é removido em menor taxa já que, em 20 m de comprimento de rampa, foi obtida a eficiência total de remoção de até 75% para DBO₅ por Fonseca (2000), pequeno acréscimo relativo no valor total.

Taxas de aplicação menores proporcionam maior tempo de contato entre a água residuária, o solo e o filme biológico, constituído pelos microrganismos responsáveis pela degradação dos poluentes, formado na superfície do solo e no colo das plantas. Taxas menores devem ser, por esta razão, recomendadas para aplicação de esgoto doméstico submetido apenas a tratamento preliminar, em sistemas de tratamento por escoamento superficial.

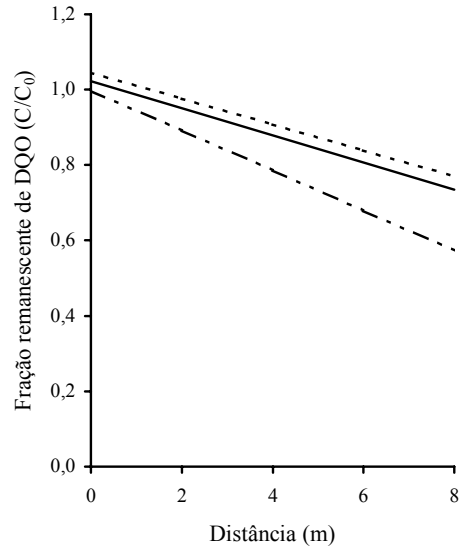
Taxas de aplicação maiores proporcionam menor tempo de detenção do esgoto no solo e no filme biológico. Outro fator atuante é que taxas de aplicação maiores implicam em níveis de saturação do solo mais elevados; e a umidade excessiva nas camadas mais superficiais limita e desequilibra a atividade biológica por dificultar a aeração do solo (Dommergues & Mangenot, 1970).

Nas Tabelas 6 e 7, estão apresentados os modelos linear e exponencial, respectivamente, para as variáveis DBO₅ e DQO, para o estágio 1 de remoção da matéria orgânica, tendo em vista a indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial. Na Figura 4, estão apresentados, graficamente, os modelos lineares relacionados na Tabela 6 e os modelos exponenciais relacionados na Tabela 7.

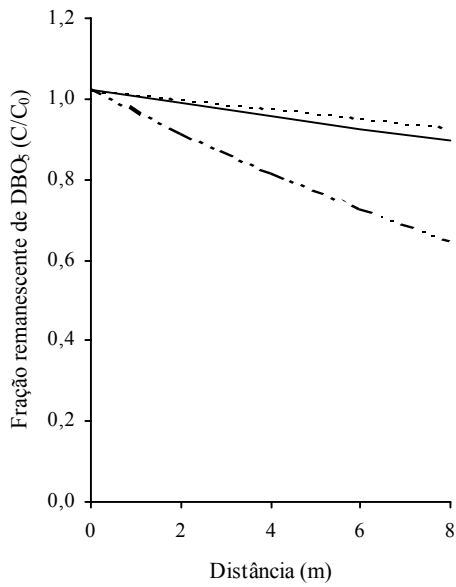
Comparando-se os coeficientes de determinação relacionados nas Tabelas 6 e 7, verifica-se a ocorrência de pequenas discrepâncias entre os valores de r^2 , no modelo linear, e R^2 , no modelo exponencial. Considerando-se que o



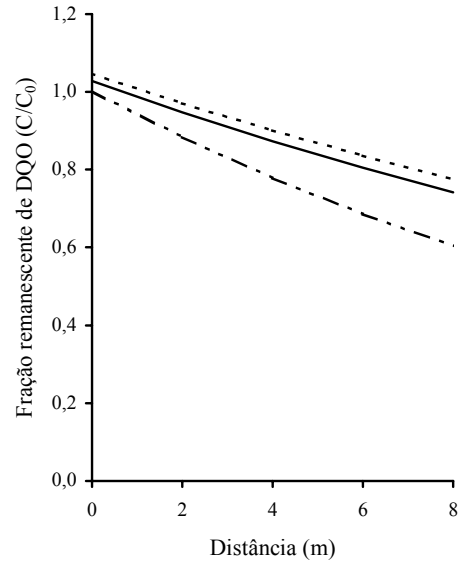
(a) Modelo linear para DBO₅



(b) Modelo linear para DQO



(c) Modelo exponencial para DBO₅



(d) Modelo exponencial para DQO

----- 0,24 m³·h⁻¹·m⁻¹
 ————— 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹
 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹

Figura 4. Fração remanescente de demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO₅) e demanda química de oxigênio (DQO), para os modelos linear (a e b) e exponencial (c e d), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

Tabela 6. Equações lineares ajustadas para DBO₅ e DQO em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo linear (x em metros)	r ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
DBO ₅	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0249 - 0,0510 x$	0,8926	40,76
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0230 - 0,0163 x$	0,6294	13,01
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0251 - 0,0119 x$	0,3407	9,54
DQO	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9969 - 0,0529 x$	0,9218	42,29
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0230 - 0,0360 x$	0,8521	28,82
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0452 - 0,0344 x$	0,8824	27,49

Tabela 7. Equações exponenciais ajustadas para DBO₅ e DQO em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo exponencial (x em metros)	R ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
DBO ₅	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0276 \exp(-0,0572 x)$	0,8694	37,72
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0234 \exp(-0,0168 x)$	0,6224	12,86
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0243 \exp(-0,0119 x)$	0,3298	9,29
DQO	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0034 \exp(-0,0635 x)$	0,9211	39,98
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0276 \exp(-0,0407 x)$	0,8466	28,56
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0472 \exp(-0,0374 x)$	0,8573	27,10

modelo mais comum para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial é exponencial, este deve ser recomendado por manter a coerência com aqueles encontrados na literatura (EPA, 1981; Abernathy et al., 1985; Smith & Schroeder, 1985; Coraucci Filho, 1991).

Na Tabela 8, estão apresentados os coeficientes para os modelos de remoção de DBO₅ e DQO no estágio 1.

Tabela 8. Coeficientes k e n dos modelos de remoção de DBO₅ e DQO no estágio 1 e respectivos coeficientes de correlação

Variável	Modelo	Coeficientes		r
		k	n	
DBO ₅	Linear	0,02158	0,16264	0,9123
	Exponencial	0,00195	2,31541	0,9769
DQO	Linear	0,03771	0,07706	0,9037
	Exponencial	0,02001	0,78463	0,9615

Embora os coeficientes encontrados na literatura (EPA, 1981; Smith & Schroeder, 1985; Abernathy et al., 1985; Coraucci Filho, 1991) tenham sido obtidos para diferentes comprimentos e declividades da rampa de escoamento, diferentes tipos de água residuária aplicada e diferentes taxas de aplicação, as Tabelas 9 e 10 foram elaboradas para efeito de comparação com os resultados obtidos neste experimento. Os coeficientes K e K' foram calculados pelas Equações 3 e 4, respectivamente, e a relação C_x/C_0 foi calculada com o uso Equação 5, simulando-se o comprimento de rampa de 45 m e o coeficiente $A' = 0,72$ (EPA, 1981).

Tabela 9. Coeficientes k e n sugeridos para o modelo exponencial de remoção de DBO₅ no estágio 1 com respectivos coeficientes K calculados, relações C_x/C₀ calculadas e remoções simuladas para 45 m de comprimento de rampa, para diferentes tipos de efluente aplicado, declividades da rampa de escoamento e taxas de aplicação

Fonte	Tipo de efluente aplicado	Declividade (%)	Taxa de Aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Coeficientes		Equação 3	Equação 5	
				k	n	K	C _x /C ₀	Remoção (%)
Coraucci	Bruto	4	0,15 a 0,20	0,52593	-0,63523	0,2124	0,000051	99,99
Filho		4	0,25 a 0,30	0,00604	2,39273	0,1837	0,000185	99,98
Tese ¹	Primário	2	0,24 a 0,48	0,00195	2,31541	0,0531	0,066013	93,40

¹ Dados obtidos no presente trabalho.

Tabela 10. Coeficientes k' e n' sugeridos para o modelo exponencial de remoção de DBO₅ no estágio 2 com respectivos coeficientes K' calculados, relações C_x/C₀ calculadas e remoções simuladas para 45 m de comprimento de rampa, para diferentes tipos de efluente aplicado, declividades da rampa de escoamento e taxas de aplicação

Fonte	Tipo de efluente aplicado	Declividade (%)	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Coeficientes		Equação 4	Equação 5	
				k'	n'	K'	C _x /C ₀	Remoção (%)
EPA		2 a 8	0,08 a 0,24	0,01975	0,50000	0,0403	0,117343	88,27
Smith & Schroeder	Primário	2	0,10 a 0,37	0,04277	0,13558	0,0519	0,06969	93,03
	Bruto peneirado	2	0,10 a 0,37	0,03036	0,40269	0,0539	0,06357	93,64
Abernathy et al.	Bruto	4	0,21 a 0,45	0,04121	-0,06907	0,3734	0,13413	86,59
Coraucci	Bruto	2	0,15 a 0,20	0,02994	0,06245	0,0327	0,16511	83,49
Filho		2	0,25 a 0,30	0,04520	-0,46566	0,0232	0,25286	74,71
		4	0,15 a 0,20	0,31199	-0,94750	0,0807	0,01906	98,09
		4	0,25 a 0,30	0,02044	0,55157	0,0449	0,09547	90,45

Comparando-se os coeficientes do modelo exponencial $k = 0,00195$ e $n = 2,31541$, obtidos neste experimento, para as taxas de aplicação de efluente primário $0,24$ a $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, com aqueles sugeridos por outros autores (EPA, 1981; Smith & Schroeder, 1985; Abernathy et al., 1985; Coraucci Filho, 1991), verifica-se que os valores estão relativamente próximos aos coeficientes $k = 0,00604$ e $n = 2,39273$ sugeridos por Coraucci Filho, para as taxas de aplicação de efluente bruto $0,25$ a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas com declividade de 4%.

Substituindo-se os coeficientes sugeridos relacionados nas Tabelas 9 e 10 nas Equações 3 e 4, observa-se que o coeficiente $K = 0,0531$ calculado para este experimento está muito próximo aos coeficientes K' , calculados para os dados de Smith & Schroeder, para taxas de aplicação de $0,10$ a $0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, onde $K' = 0,0519$, para efluente primário, e $K' = 0,0539$, para efluente bruto peneirado.

Maiores coeficientes K e K' proporcionam menores relações C_x/C_0 , portanto, maiores remoções.

Alteração na concentração de matéria orgânica no solo no início das rampas de tratamento

Na Tabela 11, estão apresentados os dados indicativos da alteração da concentração de matéria orgânica no solo, a 1 m do início das rampas de tratamento, antes e depois do período de operação da EeTE, para as camadas de 0 a 10 cm (C_1) e de 50 a 60 cm (C_2).

As menores concentrações de matéria orgânica nas amostras de solo coletadas na área testemunha devem-se ao fato de que as outras áreas compreendidas pelas rampas de aplicação de esgoto doméstico já haviam sido utilizadas em experimento anterior com aplicação da mesma água residuária. A área testemunha não recebeu nenhum esgoto previamente.

Tabela 11. Alteração na concentração da matéria orgânica no solo do início das rampas de tratamento para diferentes taxas de aplicação

Taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)	Concentração ($\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$)			
	Camada 0 a 10 cm		Camada 50 a 60 cm	
	Antes	Depois	Antes	Depois
0,24	5,24	2,26	1,86	2,04
0,36	4,74	2,64	1,45	1,32
0,48	5,21	2,26	1,51	2,39
Testemunha	2,58	2,23	1,04	2,07

Na camada C₁, houve uma diminuição no conteúdo de matéria orgânica para todas as taxas de aplicação estudadas. Para a taxa 0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve diminuição de 5,24 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ para 2,26 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$; para a taxa 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, de 4,74 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ para 2,64 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$; para a taxa 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, de 5,21 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ para 2,26 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$; e, para a testemunha, que não recebeu esgoto, de 2,58 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ para 2,23 $\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$; correspondendo a diminuições de 57%, 44%, 56% e 14%, respectivamente. Acredita-se que a aplicação anterior de esgoto doméstico na área tenha proporcionado acúmulo de material orgânico no solo. Concluído o experimento anterior, a ocorrência de um período sem aplicação de água residuária favoreceu a aeração do solo, beneficiando a população aeróbia, que é mais ativa no mesmo do que a população anaeróbia. Com o início da aplicação de esgoto neste trabalho e considerando-se que a maioria da microbiota do solo é heterotrófica, portanto precisa de uma fonte de carbono orgânico pré-formado, acredita-se ter ocorrido um intenso processo de mineralização da matéria orgânica, pois a atividade microbiológica do solo utilizou não apenas o carbono orgânico presente no esgoto como, também, aquele presente no próprio solo. Isto pode ser comprovado tendo em vista que a diminuição no conteúdo de matéria orgânica foi maior nas rampas que receberam o esgoto doméstico do que na testemunha, indicando a influência da umidade e do aporte de nutrientes pelo

esgoto sobre o processo de mineralização. Simultaneamente ao processo de mineralização intenso, a diminuição no conteúdo de matéria orgânica na camada superficial pode ser, também, devido à formação e percolação dos ácidos húmicos no perfil do solo.

Na camada C₂, para a taxa de aplicação 0,24 m³·h⁻¹·m⁻¹, houve aumento no conteúdo de matéria orgânica de 1,86 dag·kg⁻¹ para 2,04 dag·kg⁻¹; para a taxa 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹, de 1,51 dag·kg⁻¹ para 2,39 dag·kg⁻¹; e, para a testemunha, de 1,04 dag·kg⁻¹ para 2,07 dag·kg⁻¹; correspondendo a aumentos de 9%, 37% e 50%, respectivamente. Pode-se atribuir esta observação ao acúmulo dos produtos das sínteses húmicas, os quais podem ter sofrido percolação ao longo do perfil do solo.

Para a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, houve diminuição na referida variável de 1,45 dag·kg⁻¹ para 1,32 dag·kg⁻¹, correspondendo a 9%. A explicação para esses resultados pode estar associada à ação mais efetiva da microbiota presente na rizosfera, atuando sobre a matéria orgânica existente, para a obtenção dos nutrientes necessários ao seu próprio crescimento e à sua multiplicação, uma vez que a forrageira portou-se como importante competidora por esses elementos, notadamente nas camadas subsuperficiais. Essa suspeita pode ser respaldada pelos dados apresentados na Tabela 12.

Acúmulo de biomassa vegetal

Na Tabela 12, estão apresentados os dados de acúmulo de biomassa pelo capim-coastcross, a 1 m do início da rampa, no período de 25 de junho a 10 de novembro de 2001 (137 dias de aplicação), nas rampas que receberam diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

Estes rendimentos são considerados baixos quando comparados aos 18.000 kg·ha⁻¹ de MS reportados por Mislevy (1989), citado por Vilela & Alvim (1998), e aos 21.900 kg·ha⁻¹ de MS observados por Carnevalli & Silva (1998), citados por Silva et al. (1998), para o capim-coastcross cultivado sob condições

Tabela 12. Acúmulo de biomassa pelo capim-coastcross no período de 137 dias, para três taxas de aplicação

Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Rendimento (kg·ha ⁻¹ de MS)			
	Cortes			Total acumulado
	1 Data: 09/08/01	2 Data: 22/09/01	3 Data: 09/11/01	
0,24	491	420	1.731	2.642
0,36	984	1.128	1.268	3.380
0,48	530	808	585	1.923
Testemunha	415	428	521	1.364

MS = Matéria Seca.

de manejo para pastejo e conservação; e aos 12.083 kg·ha⁻¹ de MS e 9.983 kg·ha⁻¹ de MS verificados por Queiroz et al. (2001), trabalhando com água residuária de suinocultura e água da rede de abastecimento, respectivamente. Isto pode ser atribuído ao fato de que dois cortes avaliados neste experimento terem sido realizados durante o inverno, e apenas um corte, na primavera. Carnevalli & Silva (1998), citados por Silva et al. (1998), observaram que a referida produção de 21.900 kg·ha⁻¹ de MS apresentou uma distribuição aproximada de 70% durante o período de outubro a março (período das águas) e 30% de abril a setembro.

Outro fator atuante é que os cortes avaliados referem-se somente à produção a 1 m do início da rampa. Neste ponto, houve o acúmulo de lodo de esgoto, o que proporcionou condições favoráveis ao crescimento de diversas plantas invasoras que competiam com o capim-coastcross pelos nutrientes depositados.

CONCLUSÕES

Na avaliação do tratamento de esgoto doméstico em sistemas por escoamento superficial, em até 8 m de rampa, verificou-se que a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de material orgânico, tendo alcançado valores de 66,42% para DBO_5 e 62,46% para DQO.

Os coeficientes obtidos neste experimento, para o estágio 1 do modelo exponencial, para taxas de aplicação de efluente primário 0,24 a $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, foram $k = 0,00195$ e $n = 2,31541$, para DBO_5 , e $k = 0,02001$ e $n = 0,78463$, para DQO.

Em relação ao início do experimento, a 1 m do início das rampas de tratamento, na camada de 0 a 10 cm, para as taxas de aplicação 0,24; 0,36 e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve diminuições de 57%, 44% e 56%, respectivamente, no conteúdo de matéria orgânica no solo. Na camada de 50 a 60 cm, para as taxas de aplicação 0,24 e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, ocorreram aumentos de 9% e 37%, respectivamente, no conteúdo de matéria orgânica e diminuição de 9% para a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), à Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais (COPASA) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio à pesquisa e suporte financeiro.

LITERATURA CITADA

- Abernathy, A.R.; Zirschky, J.; Borup, M.B. Overland flow wastewater treatment at Easley, SC. *Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF)*, Washington, vol.57, n.4, p.291-299, 1985.
- Alvarez V., V.H. Manual de análises químicas e físico-químicas de solos. Viçosa: UFV (a ser publicado)
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. Washington: APHA, 1992.
- Bernardes, R.S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. *Revista DAE*, São Paulo, vol.46, n.145, p.129-148, 1986.
- Campos, J.R. (Coor.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1999. 435p.
- Campos, L.P.R. et al. (Org.). Licenciamento ambiental: coletânea de legislação. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), 1998. 379p.
- Coraucci Filho, B. Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial. São Paulo: USP, 1991. 1336p. Tese Doutorado
- Dommergues, Y.; Mangenot, F. *Écologie microbienne du sol*. Paris: Masson et Cie, Éditeurs, 1970. 796p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.
- Fonseca, S.P.P. Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.). Viçosa: UFV, 2000. 133p. Dissertação Mestrado
- Fonseca, S.P.P.; Soares, A.A.; Chernicharo, C.L.; Vianna, M.R.; Matos, A.T. Eficiência de um sistema de escoamento superficial aplicado ao tratamento de esgotos brutos do condomínio Bosque do Acamari em Viçosa/MG. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: ABES, 2000. (CD Rom)

- Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3rd ed. New York: McGraw-Hill Publishing Company, 1991. 1334p.
- Paganini, W.S. Disposição de esgotos no solo. 2^a ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 232p.
- Queiroz, F.M.; Matos, A.T.; Pereira, O.G.; Oliveira, R.A. The dry matter yield of forage-grass species in overland flow treatment using swine wastewater. In: Inter-Regional Conference Environment and the Water, 4, 2001, Fortaleza. Proceedings... Fortaleza: ICID-ABID, 2001. (CD Rom)
- Silva, F.C. (Org.). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.
- Silva, S.C. da; Passanezi, M.M.; Carnevalli, R.A.; Pedreira, C.G.S.; Fagundes, J.L. Bases para o estabelecimento do manejo de *Cynodon* sp. para pastejo e conservação. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p129.
- Smith, R.G.; Schroeder, E.D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF), Washington, vol.57, n.7, p.785-794, 1985.
- Terada, M.; Zuccolo, A.C.F.; Paganini, W.S. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. Revista DAE, São Paulo, v.45, n.142, p.249-254, 1985.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA); U.S. Army Corps of Engineers; U.S. Department of Interior; U.S. Department of Agriculture. Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Cincinnati: EPA, 1981.
- Vilela, D.; Alvim, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p23.

**ALTERAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA
RESIDUÁRIA, NO SOLO E NO CAPIM-COASTCROSS CULTIVADO
EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO
POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL**

RESUMO

O sistema de tratamento por escoamento superficial tem recebido especial atenção como forma de dispor resíduos líquidos com produção de biomassa vegetal. Com o objetivo de melhor compreender e quantificar a remoção e a concentração de fósforo (P) em faixas de tratamento por escoamento superficial, foram conduzidos ensaios de campo para avaliar o desempenho desses sistemas de tratamento, sob taxas de aplicação de 0,24; 0,36 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de tratamento com 2% de declividade, instaladas na Área Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Verificou-se que, para 8 m do início da rampa, a menor taxa de aplicação (0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) proporcionou a maior taxa de remoção dos nutrientes, tendo alcançado eficiências de 47,46% para fósforo total (Pt); 47,45% para fósforo total dissolvido (Ptd); 42,60% para fósforo inorgânico dissolvido (Pid); e 85,12% para fósforo orgânico dissolvido (Pod). Para fósforo total no resíduo (Ptr), entretanto, a taxa de aplicação 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de fósforo, tendo alcançado o valor de 55,65%. Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,00194$ e $n = 2,31368$ para Pt, $k = 0,01470$ e $n = 0,93652$ para Ptr, $k = 0,00163$ e $n = 2,34421$ para Ptd, $k = 0,00230$ e $n = 2,08953$ para Pid e $k = 0,00952$ e $n = 1,95454$ para Pod. Após a análise de amostras de solos coletadas a 1 m do início da rampa, antes e depois da aplicação do esgoto, para as taxas de aplicação 0,24 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, nas camadas C_1 (de 0 a 10 cm) e C_2 (de 50 a 60 cm), verificou-se diminuição no conteúdo de fósforo. Para a taxa 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, entretanto, em ambas as camadas, verificou-se aumento na referida variável.

A taxa $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ proporcionou, no período de 137 dias de aplicação de esgoto, o maior valor de remoção de fósforo pelo capim-coastcross.

Palavras-chave: esgoto, escoamento superficial, remoção de fósforo

ALTERATION OF PHOSPHORUS CONCENTRATION IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT

ABSTRACT

Domestic wastewater must be viewed not only as a waste to be disposed but also as resource of organic matter and macro and micronutrients. The overland flow treatment has received special attention since it utilizes this resource for plant biomass production. In order to evaluate the overland flow treatment efficiency for different application rates: 0.24, 0.36 and $0.48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ of domestic wastewater, in 2% down-slope irrigation strips, an experiment was developed in the Experimental Area of the Agricultural Engineering Department at Federal University of Viçosa. For the biomass production the ‘coastcross’ bermudagrass “*Cynodon dactylon* L.” was used. The highest removal rates for samples collected at 8 m from the beginning of the borders occurred for the application rate of $0.24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$: 47,46% for total phosphorus (TP), 47,45% for total dissolved phosphorus (TDP), 42,60% for inorganic dissolved phosphorus (IDP), and 85,12% for organic dissolved phosphorus (ODP). However, for total suspended phosphorus (TSP), the highest removal rate occurred for the application rate of $0.36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$: 55,65%. The coefficients for the stage 1 of the exponential model were $k = 0,00194$ and $n = 2,31368$, for TP; $k = 0,01470$ and $n = 0,93652$, for TSP; $k = 0,00163$ and $n = 2,34421$, for TDP; $k = 0,00230$ and $n = 2,08953$, for IDP; and $k = 0,00952$ and $n = 1,95454$, for ODP. Soils samples

were collected at two layers at 1 m from upper end: L₁ (0 to 10 cm) and L₂ (50 to 60 cm). It was detected a decrease in P for both layers for the treatments with 0.24 and 0.48 m³·h⁻¹·m⁻¹ of application rate. In an opposite way, the amount of P for the treatment with 0.36 m³·h⁻¹·m⁻¹ increased. The treatment with 0.36 m³·h⁻¹·m⁻¹ of application rate, in 137 days, presented the highest value of P removal by the 'coastcross' bermudagrass.

Keys words: wastewater, overland flow, phosphorus removal

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos, reflexo da perplexidade diante da degradação ambiental em nível mundial, tem levado à elaboração de legislação mais rigorosa, no intuito de proteger a qualidade dos recursos naturais, bem como à criação de órgãos de fiscalização, cada vez mais atuantes. Procurando adequar-se a essa nova política, as empresas vêm buscando tecnologias de menor custo que minimizem os efeitos negativos de suas atividades, ou seja, que reduzam as formas de degradação e poluição ocasionadas pelo lançamento, sem tratamento adequado, de efluentes líquidos e gasosos e resíduos sólidos no meio ambiente.

O fato de o esgoto doméstico constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais fez com que deixasse de ser visto apenas como um despejo residual e passasse a ser considerado um recurso aproveitável (Metcalf & Eddy, 1991). Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso ganharam impulso, principalmente, aquelas que aumentam a produção de biomassa vegetal, utilizada diretamente na alimentação humana ou animal. Uma das técnicas que tem recebido especial atenção é a de tratamento de esgotos pelo método de escoamento superficial.

O pouco conhecimento gerado sobre parâmetros de dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, devidamente adaptados para nossas condições climáticas, pode ser responsável pela relativamente pequena expansão da técnica.

Objetivou-se com o presente trabalho determinar os parâmetros de dimensionamento de estação de tratamento de esgoto (ETE) por escoamento superficial, para as condições de solo e clima de Viçosa - MG, bem como avaliar alterações químicas no solo e a capacidade do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), cultivado nas rampas de tratamento, em absorver fósforo.

REVISÃO DE LITERATURA

Segundo Black (1980), o fósforo (P) é um elemento essencial no metabolismo microbiano, podendo ocorrer sob diversas formas: como fósforo inorgânico na matéria orgânica (MO) e no protoplasma celular, como fosfatos inorgânicos complexos (polifosfatos) como aqueles utilizados em detergentes, e como ortofosfato inorgânico solúvel. O ortofosfato é o produto final no ciclo do fósforo, sendo a forma na qual este elemento está mais prontamente disponível para o uso biológico.

De acordo com o mesmo autor, no esgoto bruto há quantidades substanciais de todas as três formas principais de fósforo. Durante o processo de tratamento biológico, os compostos orgânicos são degradados, podendo disponibilizar ortofosfatos solúveis e polifosfatos que, quando hidrolisados, podem ser convertidos a ortofosfatos. Em um efluente orgânico bem-estabilizado, a forma predominante do fósforo é como íon ortofosfato, que pode ser removido por processos de precipitação química ou absorvido pelas plantas e microrganismos, passando a constituir massa biológica. Quando as plantas e os animais morrem, o fósforo tanto pode liberar-se na solução do solo, como

transportar-se para o húmus, ou ser incorporado ao material celular de microrganismos.

Muitas formas do fósforo são indisponíveis às plantas e aos microrganismos pela sua baixa solubilidade; isso é particularmente mais acentuado nos compostos de fósforo contendo ferro ou alumínio. Os compostos que contêm ferro podem ser incorporados ao húmus do solo, tornando-se indisponíveis.

Novais (1999) observou que a fração argila, sua qualidade em particular, é a principal característica que define o solo como fonte ou como dreno de fósforo. Em um solo muito intemperizado, dada sua mineralogia, o aumento de seu teor de argila fará com que haja aumento preferencial de seu caráter-dreno (adsorção de fósforo), enquanto num solo pouco intemperizado haverá, como consequência, aumento preferencial de seu caráter-fonte.

Uma crescente preocupação em relação ao fósforo está relacionada à eutrofização das águas. Esteves (1988) definiu a eutrofização como o aumento da concentração de nutrientes, especialmente P e N, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o crescimento descontrolado de algas e outras plantas aquáticas.

Segundo o mesmo autor, a eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre. Quando ocorre artificialmente, ou seja, é induzida pelo homem, os nutrientes podem ter diferentes origens como: efluentes domésticos, efluentes industriais e/ou atividades agrícolas, entre outras. A eutrofização artificial é um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição.

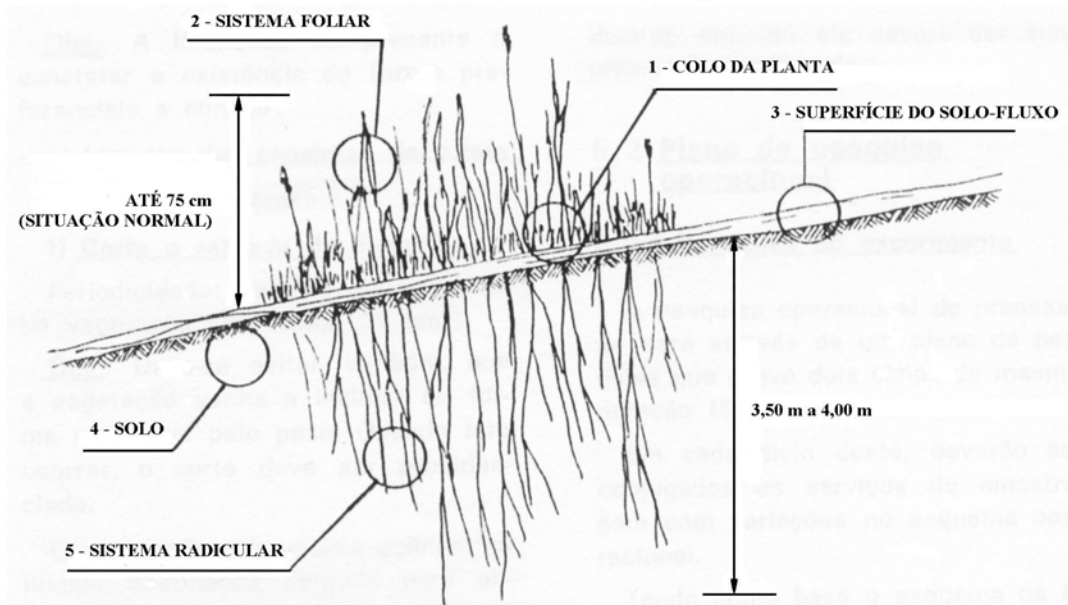
Novais (1999) salientou que fósforo em excesso em ambientes aquáticos tem sido considerado responsável por problemas causados pela eutrofização. O transporte do excesso de fósforo de solos para ambientes aquáticos poderá criar

condições nutricionais favoráveis ao crescimento exagerado de algas, microrganismos e plantas aquáticas superiores. Esse crescimento exagerado de algas, em particular, causa aumento da demanda biológica de oxigênio, alteração de pH, turbidez da água, liberação de toxinas, que podem causar morte de peixes e de animais, etc. Heckrath et al. (1995), citados por Novais (1999), registraram que a concentração crítica inicial para o estabelecimento de efeitos de eutrofização em lagos pode ser tão baixa como $0,02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de P.

Paganini (1997) registrou que a remoção do fósforo na disposição dos esgotos no solo por escoamento superficial dá-se pela precipitação química, pela adsorção e pela sua utilização no crescimento da vegetação de cobertura dos sistemas. Para que esse último fator de remoção do fósforo possa ser potencializado, recomenda-se que a frequência no corte e retirada da biomassa seja a maior possível, minimizando sua concentração no solo da área de tratamento e, com isso, possibilitando maior sustentabilidade ao sistema.

De acordo com o mesmo autor, o grau de remoção do fósforo, realizável por sistemas de disposição no solo, depende do grau de contato entre o esgoto e a matriz do solo. Quando estão presentes solos superficiais com baixa permeabilidade, como é o caso para a maioria dos sistemas de escoamento superficial, muito da água residuária aplicada escoar sobre a superfície e não tem contato com a matriz do solo e com os sítios de adsorção de fósforo. Como resultado deste contato limitado com o solo, as remoções de fósforo alcançadas nos sistemas de escoamento superficial existentes variam geralmente de 40 a 60% (EPA, 1981). Coraucci Filho (1991) e Campos (1999) observaram que o valor médio para a remoção do fósforo é de aproximadamente 50%.

Segundo Abernathy et al. (1985), o modelo mais comumente encontrado na literatura para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial utiliza o comprimento da rampa de escoamento como única variável independente. Durante o escoamento, ocorre o contato entre a superfície do filme biológico e a água residuária (Figura 1). Espera-se que o tempo de contato e o desempenho do sistema de tratamento



Fonte: Terada et al. 1985.

Figura 1. Elementos atuantes no tratamento por disposição no solo pelo método de escoamento superficial.

estejam diretamente relacionados e que aumentos no tempo de contato produzam melhor desempenho do tratamento. Entretanto, uma relação para simular o tempo de detenção do líquido em uma rampa de escoamento superficial, baseada em suas características físicas e operacionais tais como declividade, distância de escoamento e taxa de aplicação, não está disponível, sendo o comprimento da rampa, constante e facilmente medido, usado como referencial para o tempo de contato entre a água residuária e o filme biológico.

Smith & Schroeder (1985), baseados em resultados de estudo piloto, concluíram que a remoção do material orgânico do efluente primário poderia ser descrita por um modelo com dois estágios em função apenas do comprimento da rampa (x) e da taxa de aplicação (q). O estágio 1 do modelo é aplicado aos primeiros 6 a 10 m do comprimento da rampa, onde a taxa de remoção orgânica é maior, sendo o estágio 2 do modelo aplicado para o restante da rampa. Assim:

$$\text{Est\u00e1gio 1 (x < 9 m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A \exp(-K x) \quad (1)$$

$$\text{Est\u00e1gio 2 (x > 9 m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A' \exp(-K' x) \quad (2)$$

em que,

C_x = concentra\u00e7\u00e3o de DBO₅ \u00e0 dist\u00e2ncia x na rampa de escoamento (mg\u00b7L⁻¹);

C_0 = concentra\u00e7\u00e3o de DBO₅ no in\u00edcio da rampa de escoamento (mg\u00b7L⁻¹);

A, A' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente;

K, K' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente; e

x = dist\u00e2ncia na rampa de escoamento (m).

Smith & Schroeder (1985), ainda no estudo piloto, concluíram que os coeficientes K e K' nas equa\u00e7\u00f5es 1 e 2 variaram como uma fun\u00e7\u00e3o da taxa de aplica\u00e7\u00e3o q, de acordo com as seguintes equa\u00e7\u00f5es:

$$\text{Est\u00e1gio 1 (x < 9 m):} \quad K = \frac{k}{q^n} \quad (3)$$

$$\text{Est\u00e1gio 2 (x > 9 m):} \quad K' = \frac{k'}{q^{n'}} \quad (4)$$

em que,

k, k' = coeficientes determinados empiricamente (m\u00b7h⁻¹);

q = taxa de aplica\u00e7\u00e3o (m³\u00b7h⁻¹\u00b7m⁻¹ de largura da rampa); e

n, n' = coeficientes determinados empiricamente.

De acordo com Smith & Schroeder (1985), a prov\u00e1vel raz\u00e3o para a observa\u00e7\u00e3o de duas taxas distintas para a remo\u00e7\u00e3o org\u00e2nica, tomando-se por base

o comprimento da rampa de escoamento superficial, é que a MO sedimentável é prontamente removida nos primeiros metros, deixando o material orgânico coloidal e solúvel para ser removido, em menor taxa, por adsorção e, posteriormente, por assimilação bacteriana, no comprimento restante da rampa.

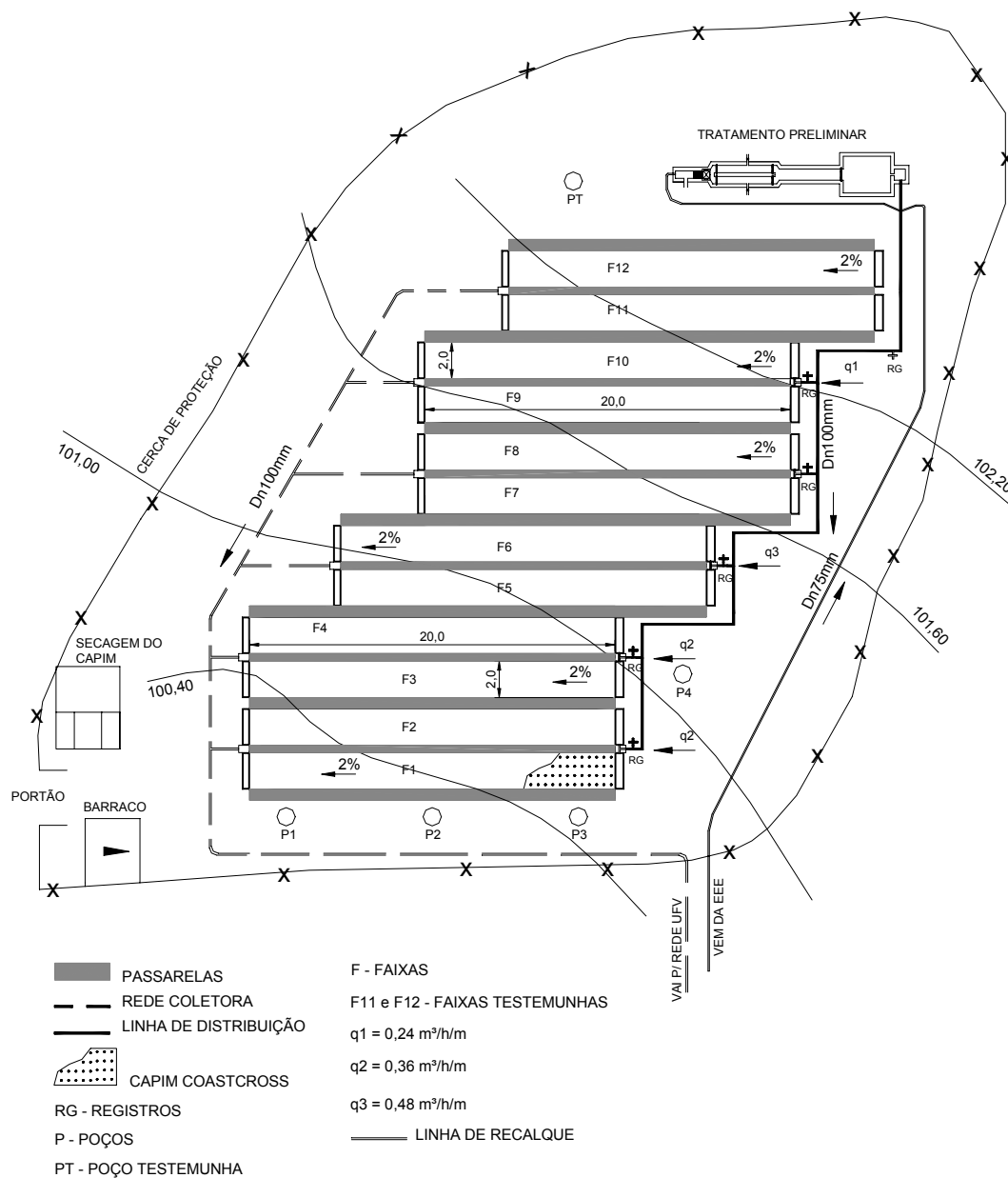
MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho de campo foi realizado no período de julho a novembro de 2001, utilizando-se o método de escoamento superficial, na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EeTE), localizada na UFV, em Viçosa, MG, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20°45'14" S e longitude 42°52'53" W, altitude média de 648,74 m acima do nível do mar.

O esgoto doméstico era proveniente do conjunto residencial Condomínio Bosque do Acamari, constituído por 136 unidades residenciais unifamiliares, situado próximo à UFV, na cidade de Viçosa, Zona da Mata mineira.

Foi construída uma Estação Experimental Elevatória de Esgoto (EeEE), dotada de duas bombas submersíveis de 1,0 cv, sendo uma reserva, com vazão de 1,86 L·s⁻¹ e altura manométrica de 14 mca, para recalcar o esgoto por meio de 430 m de emissário em policloreto de vinila (PVC), diâmetro nominal de 75 mm, até a EeTE (Fonseca, 2000).

A EeTE, com área total de 700 m² (Figura 2), consistiu de tratamentos primário e secundário (Figuras 1A a 3A e 4A e 5A do Apêndice, respectivamente). O tratamento preliminar foi composto por gradeamento, desarenação, canal para realização de medição de vazão em vertedouro de seção triangular com ângulo de 90° e tanque de equalização de 1 m³, onde o esgoto foi misturado por uma hélice acionada por motor de 2,0 cv de 3.500 rpm. O tratamento biológico (secundário) foi efetuado no solo em uma área dividida em



Fonte: Adaptado Fonseca 2000.

Figura 2. Croqui da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto.

seis planos de sistematização, cada um com duas rampas de 2 m de largura, 20 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.).

Foram utilizadas três taxas de aplicação de esgoto: 0,24; 0,36 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. As taxas de 0,24 e 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ foram aplicadas em rampas de tratamento duplicadas, enquanto a taxa de 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ foi aplicada em apenas uma rampa de tratamento. O esgoto foi distribuído com uso de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm e extensão total de 50 m. O controle da vazão foi feito, para o ajuste preliminar, com o emprego de registros de gaveta de 100 mm, instalados na entrada de cada plano de sistematização, e, para o ajuste fino, com torneiras instaladas na entrada de cada rampa. Foram construídas canaletas de concreto no início de cada rampa, para uniformizar a aplicação do efluente do tratamento preliminar, e no final, para recolhimento do escoamento superficial e sua condução por meio de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm, para a rede de esgoto da UFV.

O sistema de tratamento de esgoto operou com um período de aplicação de 8 $\text{h} \cdot \text{dia}^{-1}$ e uma frequência de aplicação de 5 $\text{dias} \cdot \text{semana}^{-1}$, estabelecendo-se descanso aos sábados, domingos e feriados.

Amostras do esgoto foram coletadas com seringas descartáveis de 20 mL na entrada do tratamento biológico (secundário), ou seja, no início de cada rampa e ao longo desta, nas distâncias de 2, 4, 6, 8 e 10 m, sendo feitas três coletas de 100 mL em cada ponto, gerando, assim, amostras compostas, em cada dia de coleta. Em geral, as coletas foram realizadas quinzenalmente, às terças ou quartas-feiras, no intervalo de 9 às 15 h, correspondentes aos dias e horários de maior concentração de carga orgânica no esgoto doméstico (Fonseca, 2000).

Nas Tabelas 1 e 2, estão apresentados, respectivamente, os dados meteorológicos diários e mensais, obtidos durante o período de monitoramento da EeTE.

As análises do esgoto foram efetuadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, sendo o fósforo total (Pt), o fósforo total dissolvido (Ptd) e fósforo inorgânico dissolvido (Pid) analisados pelo método colorimétrico, conforme metodologia descrita em Alvarez V. (1999). Os resultados para fósforo total no resíduo (Ptr) foram

Tabela 1. Dados meteorológicos dos dias em que houve coleta de amostras do esgoto em escoamento nas rampas de tratamento da EeTE

Data de coleta	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
04/07/01	15,3	75	9,9	939,3	0,0	2,4
17/07/01	14,2	80	10,5	940,2	0,0	3,0
31/07/01	16,5	72	8,5	944,0	0,0	3,7
14/08/01	17,3	74	10,7	943,3	0,0	4,0
29/08/01	19,7	85	7,5	925,8	0,0	3,2
12/09/01	16,3	93	0,0	938,9	0,0	5,2
25/09/01	20,9	69	4,8	936,7	0,0	3,7
23/10/01	21,7	69	12,3	935,2	6,5	2,2
07/11/01	23,4	75	9,2	937,5	1,5	2,4
21/11/01	20,6	82	2,1	937,8	10,5	1,0

T = temperatura média do ar; P = pressão média; UR = umidade relativa média; Pe = precipitação total; I = insolação total; Ev = evaporação total

Tabela 2. Dados meteorológicos mensais no período de monitoramento da EeTE

Data	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
Jul/01	16,8	77,9	205,5	940,1	2,0	90,3
Ago/01	18,3	74,8	244,5	931,9	6,4	105,6
Set/01	19,1	74,1	174,4	938,7	80,0	90,8
Out/01	20,5	74,3	184,1	937,1	153,2	90,7
Nov/01	22,2	81,7	148,1	934,8	231,5	68,4

obtidos por diferença entre Pt e Ptd, isto é, $P_{tr} = P_t - P_{td}$; e para fósforo orgânico dissolvido (Pod), por diferença entre Ptd e Pid, isto é, $Pod = P_{td} - P_{id}$.

As análises foram realizadas em número de duas replicatas para cada ponto, cuja média determinou a concentração característica para o referido ponto.

Neste experimento, adotou-se o modelo de aproximação da distância ao longo do comprimento para descrever a remoção dos nutrientes. As

concentrações em cada ponto de amostragem (C) em relação à concentração afluyente (C_0) foram determinadas para cada evento de amostragem (C/C_0). Estes valores foram utilizados para ajustar os parâmetros dos modelos linear e exponencial.

Para efeito de análise estatística, considerou-se o experimento montado no delineamento inteiramente casualizado com tratamentos (distância) e repetições diferentes para cada rampa. Os dados foram analisados para cada rampa por meio de análise de regressão. Os coeficientes de determinação, r^2 , para o modelo linear simples, e R^2 , para o modelo exponencial, foram calculados baseando-se na fórmula: Soma de Quadrados da Regressão dividida pela Soma de Quadrados da Distância, ou seja, SQR/SQD . As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software Sistemas para Análises Estatísticas (SAEG) versão 8.0, desenvolvido na UFV.

Os valores de k e n foram determinados por meio de regressão linear de $\ln K$ versus $\ln q$ para o modelo exponencial.

O solo da área pertence à classe Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico (PVA), de textura argilosa (Fonseca, 2000), atualmente, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999). Para avaliá-lo quanto às alterações em relação ao conteúdo de fósforo, ao longo do seu perfil, foram coletadas amostras por ocasião do início e do término do experimento, em duas camadas: de 0 a 10 e de 50 a 60 cm, à distância de 1 m do início da rampa.

As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Análise de Rotina de Solos do Departamento de Solos (DPS) da UFV, sendo: o P-disponível analisado pelo método colorimétrico, utilizando-se extrator Mehlich 1; a matéria orgânica (MO) calculada a partir da variável carbono orgânico (C_{org}), analisado pelo método Walkley-Black, de acordo com a seguinte relação: $MO = C_{org} \times 1,724$; o pH em água relação 1:2,5 determinado com o uso do potenciômetro; e a acidez potencial (H + Al) analisada pelo método titulométrico, utilizando-se extrator acetato de cálcio $0,5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ a pH 7,0 (Alvarez V., 1999; Alvarez V., s.d.; EMBRAPA, 1997; Silva, 1999). A soma de

bases trocáveis (SB) foi calculada de acordo com a fórmula $SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$, e a capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), de acordo com a fórmula $T = SB + (H + Al)$.

Para avaliar a forrageira quanto à sua capacidade de remover fósforo, foram efetuados três cortes à distância de 1 m do início da rampa, em área de 1 m², com intervalo de aproximadamente 45 dias entre os cortes, totalizando um período de avaliação de 137 dias. As amostras da forrageira para análise foram coletadas com uso de cutelo e, após a sua retirada, o capim restante foi cortado com uso de roçadeira costal e retirado das rampas de escoamento superficial.

As amostras da forrageira foram pesadas em balança semi-analítica com capacidade de 1.500 g, 0,05 g de precisão, no próprio local do experimento, para determinação da produção de matéria verde. Em seguida, o capim foi imediatamente transportado para o Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, onde foi separado em amostras as quais foram pesadas e conduzidas para a Unidade de Beneficiamento de Sementes do Departamento de Fitotecnia (DFT) da UFV, onde foram colocadas em estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65°C, por um período de 72 horas, para pré-secagem (Figuras 6A a 8A do Apêndice). Em seguida, estas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia (DZO) da UFV, onde se procedeu à moagem das mesmas em moinho tipo Willey, guardando-se as amostras em recipientes de vidro para análises posteriores. Aproximadamente 3 g de cada amostra moída foram secas em estufa, a 105°C, para determinação dos valores de Amostra Seca em Estufa (ASE), a fim de se corrigir o teor de matéria seca (MS). Para a análise de fósforo, as amostras foram mineralizadas por via úmida, digestão nítrico-perclórico, e as soluções, devidamente diluídas, tiveram suas concentrações de fósforo dosadas por colorimetria, segundo técnicas descritas por Silva & Queiroz (2002).

Torna-se importante ressaltar, como breve histórico, que o presente trabalho foi implantado em área previamente utilizada em experimento

desenvolvido com o objetivo de avaliar a aplicação de esgoto bruto de origem doméstica no solo pelo método de escoamento superficial, como alternativa de tratamento e uso do esgoto na agricultura. Neste trabalho anterior, o sistema foi constituído de unidade de tratamento preliminar e 12 faixas de irrigação cultivadas com o capim-coastcross. Foram testadas as taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Duas faixas irrigadas com água foram utilizadas como testemunha. O período de monitoramento do sistema foi de março a setembro de 1999, o período de aplicação de 8 $\text{h} \cdot \text{dia}^{-1}$ e a frequência de aplicação de 5 $\text{dias} \cdot \text{semana}^{-1}$, com descanso aos sábados e domingos (Fonseca, 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de fósforo na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento

Na Tabela 3, estão apresentadas as concentrações e remoções médias de fósforo (P), no esgoto em escoamento, coletado ao longo das rampas de tratamento. Nas Figuras 3 e 4, estão apresentados os dados coletados e os valores médios, interligados por retas, relacionados na Tabela 3.

A indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial deve-se à operação do sistema por um período de apenas cinco meses, quando a literatura registra um período inicial de aclimatação de 3 a 4 meses (EPA, 1981), o que pode ser considerado reduzido para completa formação do filme biológico. Além disso, as taxas de aplicação podem ter sido mais baixas que o necessário para promover a saturação da camada superficial do solo ao longo do comprimento total da rampa.

Na implantação do sistema de tratamento, em período anterior ao da condução deste experimento, foi construído um dreno aos 10 m de comprimento da rampa. Mesmo depois de executadas obras para lacrar devidamente o mesmo,

Tabela 3. Valores médios de concentração e de remoção de fósforo do esgoto, para diferentes distâncias percorridas em rampas de tratamento por escoamento superficial e para diferentes taxas de aplicação

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)		Distância (m)					
			0	2	4	6	8	10
Pt	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	9,80	8,90	8,33	7,05	5,15	-
		Remoção (%)	0,00	9,15	14,99	28,04	47,46	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	9,63	10,02	8,98	8,90	7,86	5,73
		Remoção (%)	0,00	- 4,06	6,77	7,57	18,37	40,47
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	9,75	10,43	9,53	8,90	9,50	8,71
		Remoção (%)	0,00	- 6,98	2,19	8,69	2,48	10,63
Ptr	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	2,58	2,37	2,05	1,91	1,36	-
		Remoção (%)	0,00	8,06	20,60	26,20	47,50	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	2,52	3,25	2,22	2,28	1,12	1,10
		Remoção (%)	0,00	-29,07	11,81	9,40	55,65	56,10
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	2,41	3,25	2,68	2,18	2,96	2,22
		Remoção (%)	0,00	-35,14	-11,24	9,61	-22,85	7,81
Ptd	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	7,22	6,53	6,28	5,15	3,79	-
		Remoção (%)	0,00	9,54	12,98	28,70	47,45	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	7,12	6,78	6,76	6,62	6,75	4,63
		Remoção (%)	0,00	4,78	4,98	6,93	5,19	34,94
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	7,34	7,17	6,85	6,72	6,55	6,49
		Remoção (%)	0,00	2,16	6,60	8,39	10,79	11,56
Pid	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	6,65	6,03	6,36	4,84	3,82	-
		Remoção (%)	0,00	9,32	4,39	27,23	42,60	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	7,22	7,05	6,93	6,38	6,66	4,60
		Remoção (%)	0,00	2,25	3,96	11,58	7,77	36,28
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	7,04	6,98	6,95	6,42	6,32	6,20
		Remoção (%)	0,00	0,98	1,35	8,91	10,21	11,94
Pod	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	0,91	0,76	0,32	0,53	0,13	-
		Remoção (%)	0,00	16,70	64,18	41,59	85,12	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	0,95	0,73	0,65	0,45	0,42	0,03
		Remoção (%)	0,00	23,45	31,00	52,30	55,59	96,62
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	0,61	0,85	0,69	0,64	0,35	0,48
		Remoção (%)	0,00	-39,27	-12,78	-5,04	43,53	20,88

Pt - fósforo total; Pid - fósforo inorgânico dissolvido; Ptr - fósforo total no resíduo; Pod - fósforo orgânico dissolvido; Ptd - fósforo total dissolvido.

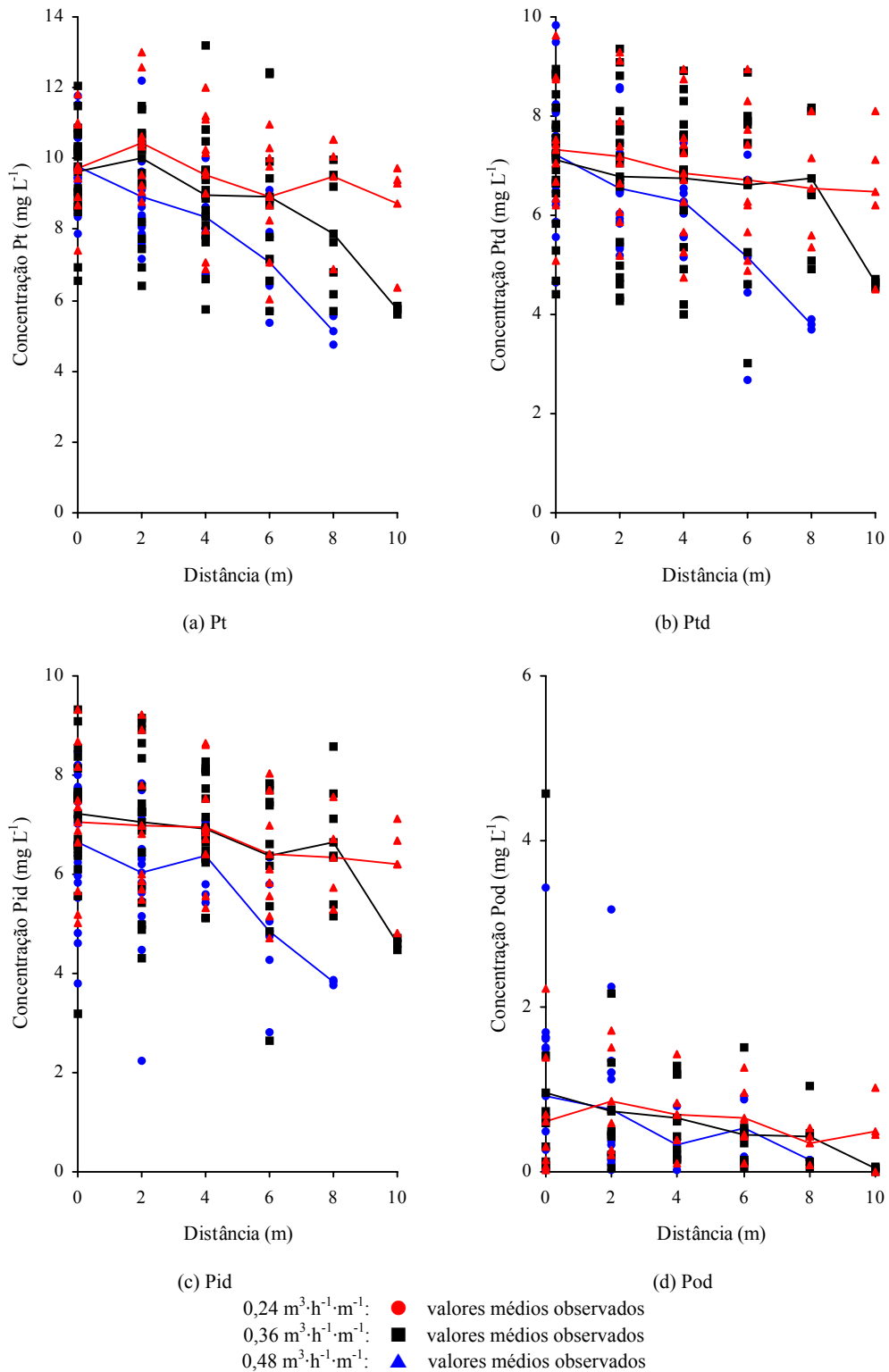


Figura 3. Valores médios observados para concentração de (a) fósforo total (Pt), (b) fósforo total dissolvido (Ptd), (c) fósforo inorgânico dissolvido (Pid) e (d) fósforo orgânico dissolvido (Pod), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

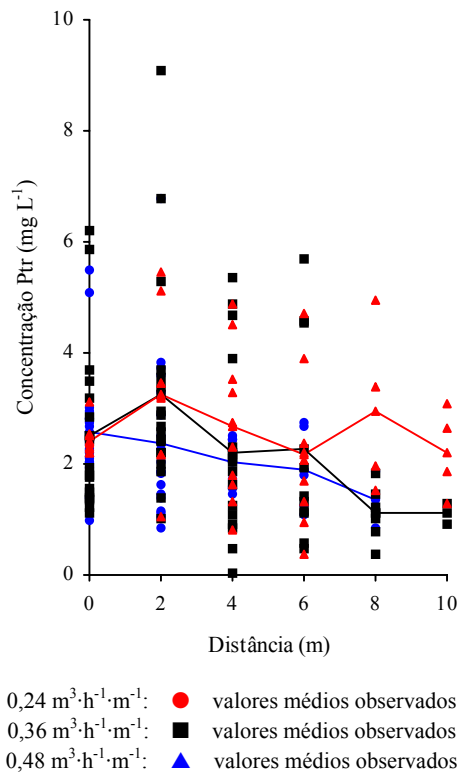


Figura 4. Valores médios observados para concentração de fósforo total no resíduo (Ptr), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

o meio da rampa permaneceu como um ponto crítico, em termos de permeabilidade, durante a operação do sistema.

Outro aspecto que dificultou o escoamento superficial foi a existência de caminhos preferenciais de deslocamento da água residuária devido à formação de fissuras no solo argiloso, durante o período em que o sistema de tratamento permaneceu em obras de manutenção, e à possibilidade de ocorrência de escoamento subsuperficial pelo fato de as rampas de tratamento terem sido construídas perpendicularmente às curvas de nível.

Avaliando-se os dados apresentados na Tabela 3, percebe-se uma tendência de a eficiência de remoção de fósforo aumentar com o comprimento da rampa de escoamento. No entanto, algumas vezes, verificou-se aumento e não

decréscimo do nutriente (remoção negativa). Isto ocorreu devido à oscilação da concentração do afluente nos diferentes dias de coleta e ao fato de o esgoto, ao escoar sobre a superfície do solo, arrastar consigo: partículas de argila; material orgânico proveniente do filme biológico o qual se desprende da superfície solo-planta; e material vegetal proveniente do corte do capim que, devido às pequenas dimensões, pela utilização do ancinho, não é removido da rampa, permanecendo sobre a mesma enquanto sofre decomposição. A camada de lodo que se acumulou no início da rampa também deve ter contribuído para o aumento das concentrações médias de fósforo, principalmente aos 2 m.

As menores concentrações médias no esgoto em escoamento, aos 8 m do início da rampa, foram obtidas sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, onde os valores alcançados foram de: $5,15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para Pt; $3,79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para Ptd; $3,82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para Pid e $0,13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para Pod. A menor concentração alcançada para Ptr ($1,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), aos 8 m do início da rampa, foi obtida sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Estes valores correspondem às seguintes eficiências médias de remoção: sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, 47,46% para Pt; 47,45% para Ptd; 42,60% para Pid e 85,12% para Pod; e, sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, 55,65% para Ptr.

Considerando-se a eficiência de remoção de 47,46% para Pt, percebe-se que este valor está dentro do intervalo de 40 a 60%, registrado por EPA (1981), e próximo ao valor médio de aproximadamente 50%, citado por Coraucci Filho (1991) e Campos (1999). Torna-se importante ressaltar que as eficiências encontradas no presente trabalho referem-se à fase inicial do tratamento, correspondente aos primeiros metros de comprimento de rampa e não à eficiência total do sistema de tratamento.

Para a maioria das variáveis avaliadas, a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ alcançou as maiores taxas de remoção, e a taxa $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, as menores, o que condiz com os resultados reportados por outros autores. Coraucci Filho (1991) registrou, no primeiro ano de seu experimento, a remoção média no Pt de 80%, para a taxa de aplicação $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e de 55%, para a taxa $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. No segundo ano, registrou a remoção média no Pt de 71%, para a

taxa $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e de 50%, para a taxa $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. No terceiro ano, a remoção média de Pt ficou em valores próximos a 50% para todas as taxas aplicadas. O autor atribuiu a remoção inicial do fósforo ao calcário utilizado na época de plantio da grama, o qual, após dissociado, formou com o P compostos insolúveis na superfície do solo.

Taxas de aplicação menores proporcionam maior tempo de contato entre a água residuária, o solo e o filme biológico, constituído pelos microrganismos responsáveis pela degradação dos poluentes, formado na superfície do solo e no colo das plantas. Taxas menores devem ser, por esta razão, recomendadas para aplicação de esgoto doméstico submetido a apenas tratamento preliminar, em sistemas de tratamento por escoamento superficial.

Taxas de aplicação maiores proporcionam menor tempo de detenção do esgoto no solo e no filme biológico. Outro fator atuante é que taxas de aplicação maiores implicam em níveis de saturação do solo mais elevados; e a umidade excessiva nas camadas mais superficiais limita e desequilibra a atividade biológica por dificultar a aeração do solo (Dommergues & Mangenot, 1970).

Nas Tabelas 4 e 5, estão apresentados os modelos linear e exponencial, respectivamente, para as variáveis Pt, Ptr, Ptd, Pid e Pod, para o estágio 1 de remoção de fósforo, tendo em vista a indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial. Nas Figuras 6 e 7, estão apresentados graficamente os modelos linear e exponencial, respectivamente, relacionados nas Tabelas 4 e 5, para as variáveis Pt, Ptd, Pid e Pod. Na Figura 8, estão apresentados graficamente os modelos linear e exponencial, respectivamente, relacionados nas Tabelas 4 e 5, para a variável Ptr.

Comparando-se os coeficientes de determinação relacionados nas Tabelas 4 e 5, verifica-se a ocorrência de pequenas discrepâncias entre os valores de r^2 , no modelo linear, e R^2 , no modelo exponencial. Considerando-se que o modelo mais comum para a remoção de fósforo em sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial é exponencial, este deve ser recomendado por manter a coerência com aqueles encontrados na literatura (Abernathy et al., 1985).

Tabela 4. Equações lineares ajustadas para fósforo em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo linear (x em metros)	r ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
Pt	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0044 - 0,0450 x$	0,9862	36,02
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0290 - 0,0212 x$	0,7770	17,00
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0226 - 0,0100 x$	0,3359	7,97
Ptr	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9793 - 0,0424 x$	0,8809	33,89
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 0,9985 - 0,0374 x$	0,6701	29,93
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0195 - 0,0233 x$	0,4289	18,66
Ptd	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0112 - 0,0455 x$	0,8979	36,37
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 0,9949 - 0,0128 x$	0,5631	10,21
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9865 - 0,0097 x$	0,7464	7,78
Pid	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0053 - 0,0398 x$	0,7883	31,87
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0106 - 0,0196 x$	0,7839	15,71
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0158 - 0,0100 x$	0,7356	7,98
Pod	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9474 - 0,0877 x$	0,8382	70,17
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 0,9945 - 0,0633 x$	0,9815	50,68
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9823 - 0,0294 x$	0,3553	23,55

Pt - fósforo total ; Pid - fósforo inorgânico dissolvido; Ptr - fósforo total no residuo; Pod - fósforo orgânico dissolvido; Ptd - fósforo total dissolvido.

Tabela 5. Equações exponenciais ajustadas para fósforo em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo linear (x em metros)	R ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
Pt	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0075 \exp(-0,0513 x)$	0,9717	33,93
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0294 \exp(-0,0221 x)$	0,7616	16,65
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0232 \exp(-0,0102 x)$	0,3369	8,03
Ptr	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9854 \exp(-0,0511 x)$	0,8988	33,05
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0090 \exp(-0,0460 x)$	0,6994	31,08
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0235 \exp(-0,0258 x)$	0,4363	19,10
Ptd	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0129 \exp(-0,0508 x)$	0,8729	33,81
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 0,9950 \exp(-0,0134 x)$	0,5564	10,09
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9876 \exp(-0,0105 x)$	0,7576	7,94
Pid	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0064 \exp(-0,0440 x)$	0,7673	29,84
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0118 \exp(-0,0210 x)$	0,7797	15,62
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0160 \exp(-0,0102 x)$	0,7301	7,96
Pod	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9819 \exp(-0,1445 x)$	0,9262	67,28
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0026 \exp(-0,0812 x)$	0,9698	47,88
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9910 \exp(-0,0363 x)$	0,3768	24,99

Pt - fósforo total; Pid - fósforo inorgânico dissolvido; Ptr - fósforo total no resíduo; Pod - fósforo orgânico dissolvido; Ptd - fósforo total dissolvido.

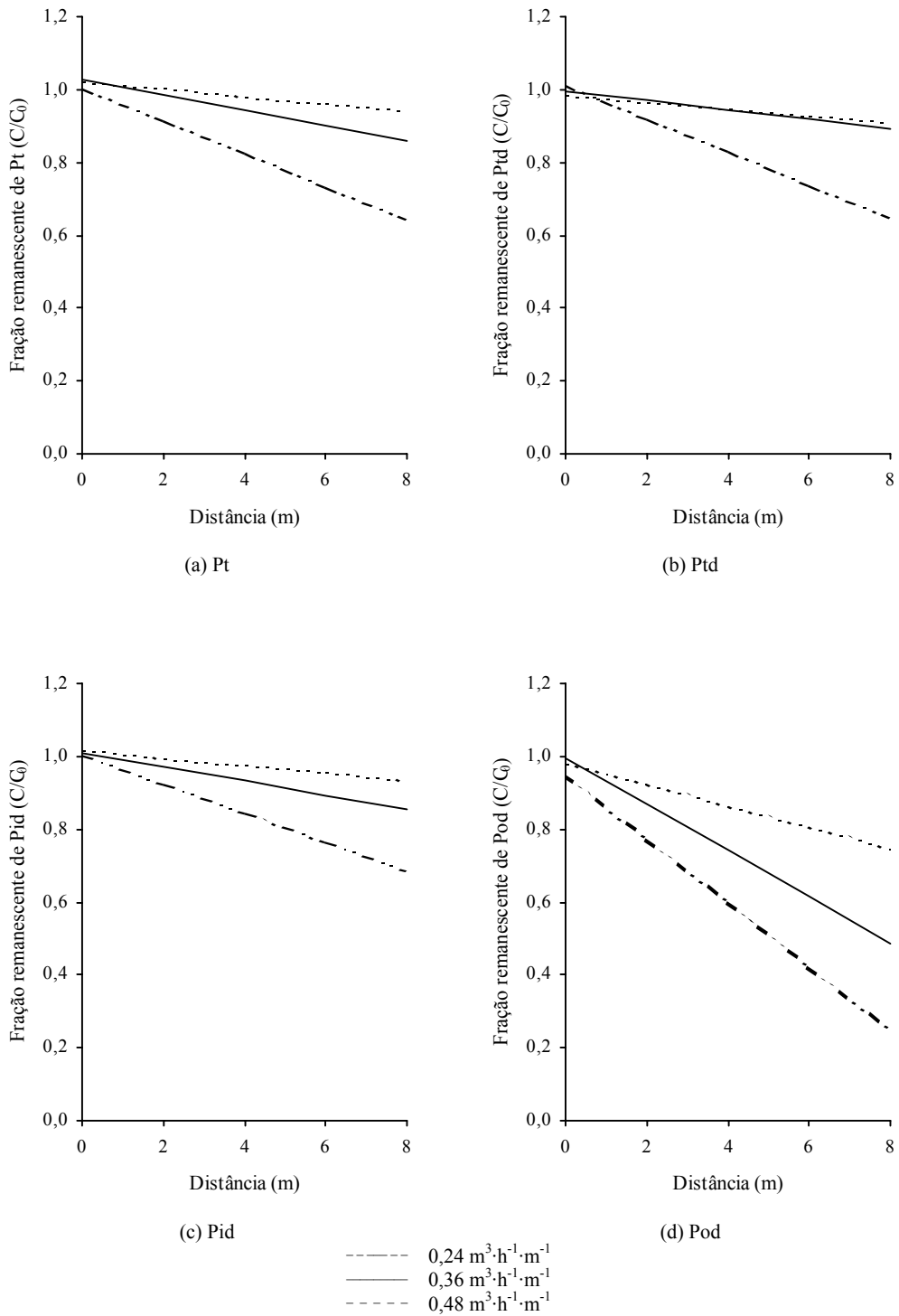


Figura 6. Modelo linear para fração remanescente de (a) fósforo total (Pt), (b) fósforo total dissolvido (Ptd), (c) fósforo inorgânico dissolvido (Pid) e (d) fósforo orgânico dissolvido (Pod), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

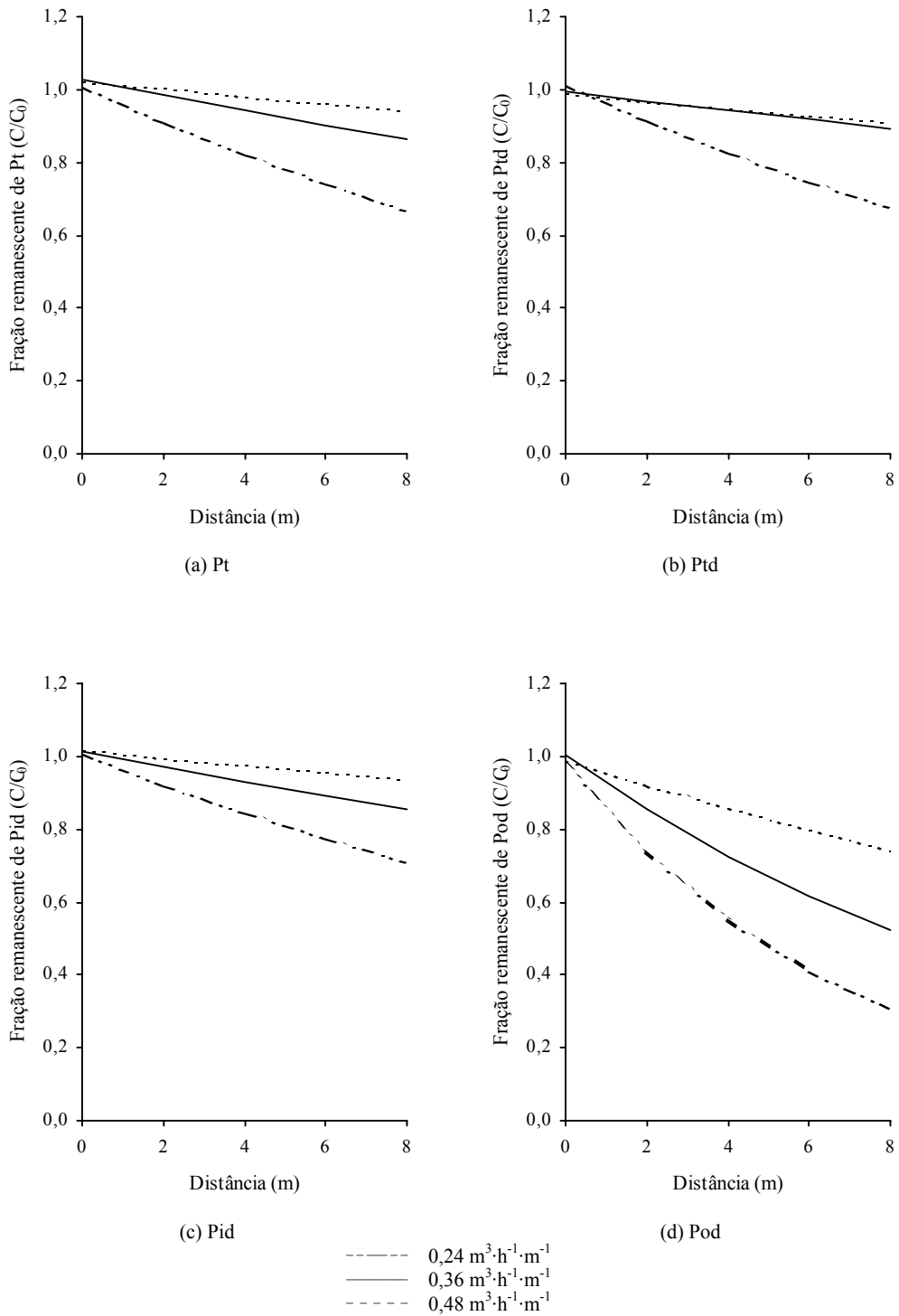


Figura 7. Modelo exponencial para fração remanescente de (a) fósforo total (Pt), (b) fósforo total dissolvido (Ptd), (c) fósforo inorgânico dissolvido (Pid) e (d) fósforo orgânico dissolvido (Pod), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

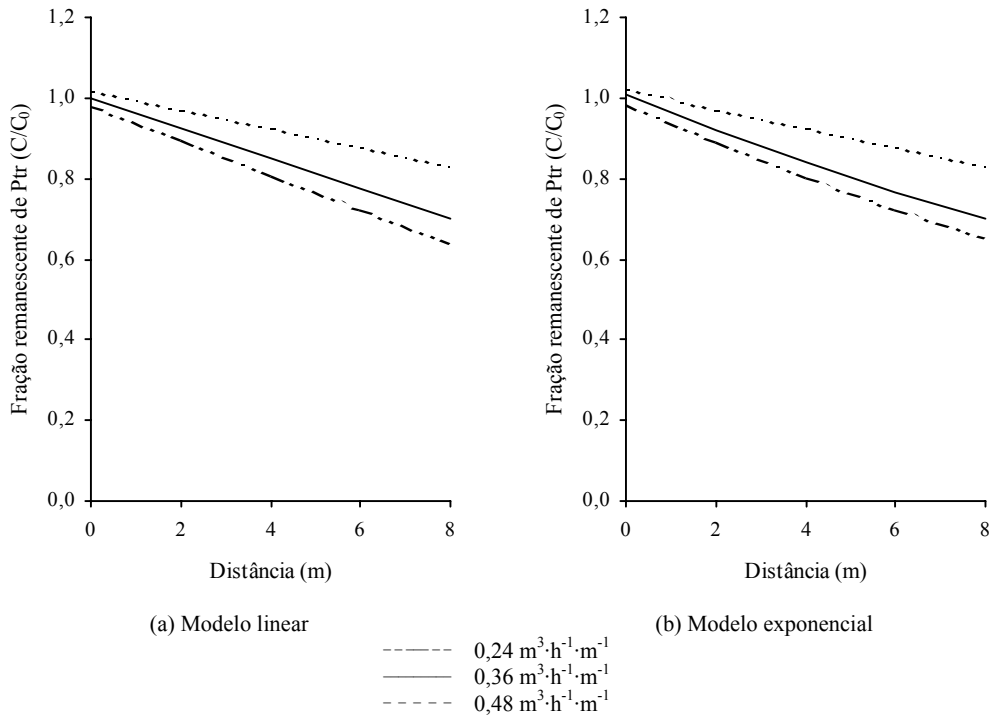


Figura 8. Modelos linear (a) e exponencial (b) para fração remanescente de fósforo total no resíduo (Ptr), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

Na Tabela 6, estão apresentados os coeficientes para os modelos de remoção de fósforo no estágio 1.

Embora os coeficientes encontrados por Abernathy et al. (1985) tenham sido obtidos para diferentes comprimento e declividade da rampa de escoamento, diferentes tipos de água residuária aplicada e diferentes taxas de aplicação, a Tabela 7 foi elaborada para efeito de comparação com os resultados obtidos neste experimento. Os coeficientes K e K' foram calculados pelas Equações 3 e 4, respectivamente.

Comparando-se os coeficientes do modelo exponencial $k = 0,00194$ e $n = 2,31368$, obtidos neste experimento, para as taxas de aplicação de efluente

Tabela 6. Coeficientes dos modelos de remoção de fósforo no estágio 1 e respectivos coeficientes de correlação

Variável	Modelo	Coeficientes		r
		k	n	
Pt	Linear	0,02127	0,14611	0,9795
	Exponencial	0,00194	2,31368	0,9975
Ptr	Linear	0,03144	0,07930	0,9636
	Exponencial	0,01470	0,93652	0,8873
Ptd	Linear	0,01881	0,14890	0,9017
	Exponencial	0,00163	2,34421	0,9607
Pid	Linear	0,01992	0,12442	0,9799
	Exponencial	0,00230	2,08953	0,9960
Pod	Linear	0,04536	0,24282	0,9956
	Exponencial	0,00952	1,95454	0,9815

Pt - fósforo total; Pid - fósforo inorgânico dissolvido; Ptr - fósforo total no resíduo; Pod - fósforo orgânico dissolvido; Ptd - fósforo total dissolvido.

Tabela 7. Coeficientes k e n sugeridos para o modelo exponencial de remoção de fósforo total com respectivos coeficientes K calculados, para diferentes estágios, tipos de efluente aplicado, declividades da rampa de escoamento e taxas de aplicação

Fonte	Estágio	Tipo de efluente aplicado	Declividade (%)	Taxa de aplicação ($m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-1}$)	Coeficientes		Equação 3 ou 4 K ou K'
					k ou k'	n ou n'	
Tese ¹	1	Primário	2	0,24 a 0,48	0,00194	$\frac{2,3136}{8}$	0,05281
Abernathy et al.	2	Bruto	4	0,21 a 0,45	0,01217	$\frac{0,1752}{1}$	0,01563

¹ Dados obtidos no presente trabalho.

primário 0,24 a 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, com os valores $k' = 0,01217$ e $n' = 0,17521$ sugeridos por Abernathy et al. (1985), para as taxas de aplicação de efluente bruto 0,21 a 0,45 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas com declividade de 4%, verifica-se que os mesmos são diferentes, gerando diferentes valores para K e K', respectivamente. Maiores coeficientes K e K' proporcionam menores relações C_x/C_0 , portanto, maiores remoções. Assim, o coeficiente $K = 0,05281$, obtido neste experimento, deverá proporcionar maior remoção de P do esgoto doméstico do que o $K' = 0,01563$ sugerido por Abernathy et al. (1985).

Alteração na concentração de fósforo no solo no início das rampas de tratamento

Na Tabela 8, estão apresentados os dados indicativos da alteração da concentração de fósforo disponível, matéria orgânica, pH, acidez potencial, soma de bases trocáveis e capacidade de troca catiônica a pH 7,0, no solo, a 1 m do início das rampas de tratamento, antes e depois do período de operação da EeTE, para as camadas de 0 a 10 cm (C_1) e de 50 a 60 cm (C_2).

As menores concentrações de fósforo nas amostras de solo coletadas na área testemunha devem-se ao fato de que as áreas compreendidas pelas rampas de aplicação de esgoto doméstico já haviam sido utilizadas em experimento anterior com aplicação da mesma água residuária. A área testemunha não recebeu nenhum esgoto previamente.

Na camada C_1 , para a taxa de aplicação 0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve diminuição no conteúdo de P-disponível de 33,75 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para 26,70 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; para a taxa 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, de 49,70 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para 15,10 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; e, para a testemunha, que não recebeu esgoto, de 2,30 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para 0,90 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; correspondendo a diminuições de 21%, 70% e 61%, respectivamente. Na camada C_1 , Fonseca (2000), trabalhando com a taxa 0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, registrou aumento no conteúdo de fósforo de 9,6 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para 14,4 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, correspondendo a aumento de 33%.

Tabela 8. Alteração na concentração de fósforo disponível, matéria orgânica, pH, acidez, soma de bases trocáveis e capacidade de troca catiônica, nas camadas de 0 a 10 cm e de 50 a 60 cm, antes e depois da aplicação da água residuária, no solo do início das rampas de tratamento, para diferentes taxas de aplicação

Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)		P (mg·dm ⁻³)		MO (dag·kg ⁻¹)		pH (H ₂ O)		H + Al (cmol _c ·dm ⁻³)		SB (cmol _c ·dm ⁻³)		T (cmol _c ·dm ⁻³)	
		C ₁	C ₂	C ₁	C ₂	C ₁	C ₂	C ₁	C ₂	C ₁	C ₂	C ₁	C ₂
0,24	Antes	33,75	8,70	5,24	1,86	5,60	5,35	4,15	2,80	2,62	1,53	6,77	4,33
	Depois	26,70	3,25	2,26	2,04	5,72	5,46	3,70	2,15	4,92	2,18	8,62	4,33
0,36	Antes	28,70	1,70	4,74	1,45	5,60	5,45	3,30	1,85	2,46	1,04	5,76	2,89
	Depois	31,10	4,15	2,64	1,32	5,87	5,42	3,40	2,50	3,28	1,57	6,68	4,07
0,48	Antes	49,70	5,40	5,21	1,51	5,60	5,50	4,30	2,00	3,35	1,12	7,65	3,12
	Depois	15,10	2,30	2,26	2,39	5,30	5,49	3,20	1,80	2,29	5,00	5,49	6,80
Testemunha	Antes	2,30	2,50	2,58	1,04	5,50	5,35	3,45	1,15	2,05	0,79	5,50	1,94
	Depois	0,90	0,25	2,23	2,07	5,55	5,40	3,05	1,85	3,81	1,80	6,86	3,65

P - Extrator Mehlich 1; SB = Soma de Bases Trocáveis $SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$; MO = Matéria Orgânica - $MO = C_{org} \times 1,724$ - Walkley-Black; T = Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0 $T = SB + (H + Al)$; pH em água - Relação 1:2,5; C₁ = camada de 0 a 10 cm; H + Al - Extrator acetato de cálcio 0,5 mol·L⁻¹ a pH 7,0; C₂ = camada de 50 a 60 cm.

Na camada C_2 , para a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve diminuição no conteúdo de P-disponível de $8,70 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $3,25 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; para a taxa $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, de $5,40 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $2,30 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; e, para a testemunha, de $2,50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $0,25 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; correspondendo a diminuições de 63%, 57% e 90%, respectivamente. Na camada C_2 , Fonseca (2000), trabalhando com a taxa $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, também registrou diminuição no conteúdo de fósforo de $8,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $6,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, correspondendo a diminuição de 24%.

No caso da taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, suspeita-se que o conteúdo de fósforo adicionado ao solo tenha sido suficientemente baixo para haver grande competição (plantas, solo, microrganismos) por este elemento, diminuindo sua disponibilidade no meio. No caso da taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, acredita-se que o grande aporte de material orgânico, favorecendo a quelação/complexação do P-disponível, possa ser a principal razão para explicar a diminuição de sua disponibilidade no meio.

A menor disponibilidade de fósforo no solo deve-se, também, à maior taxa de imobilização ("dreno") desse elemento. O fósforo pode ser imobilizado junto aos oxidróxidos de ferro e alumínio e à biomassa microbiana.

Para a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve aumento no conteúdo de fósforo de $28,70 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $31,10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, na camada C_1 , e de $1,70 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $4,15 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, na camada C_2 , correspondendo a aumentos de 8% e 59%, respectivamente. Fonseca (2000), trabalhando com a mesma taxa de aplicação, também registrou aumentos no conteúdo de fósforo de $8,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $22,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, na camada C_1 , e de $1,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ para $9,3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, na camada C_2 , correspondendo a aumentos de 61% e 81%, respectivamente.

O solo da área experimental, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999), após o experimento, apresentou tendência de aumento nas cargas negativas, como evidenciado pela alteração observada na capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), apresentada na Tabela 8. O aumento de T poderia estar associado ao aumento do pH, uma vez que o conteúdo de MO, material sabidamente de alta capacidade de troca catiônica (CTC), diminuiu na

camada mais superficial do solo (0 a 10 cm). Solos onde predominam, na fração argila, caulinita e oxidróxidos de ferro e alumínio têm carga pH-dependente, que aumenta com a elevação do pH. Entretanto, como o método de determinação de T é a soma de bases trocáveis (SB) mais a acidez (H + Al), o aumento da concentração de bases no meio, proporcionado pela adição de esgoto, é o principal responsável pelos valores de T obtidos.

O aumento de T na rampa testemunha, por sua vez, pode estar associado à maior humificação do material orgânico presente, proporcionando, com isso, aumento na quantidade de cargas negativas no meio.

Remoção do fósforo pela planta

Na Tabela 9, está apresentada a remoção de fósforo (P) pelo capim-coastcross, a 1 m do início da rampa, no período de 25 de junho a 10 de novembro de 2001 (137 dias de aplicação), nas rampas que receberam diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

A maior remoção de fósforo pela planta, para a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, pode estar relacionada ao aumento no conteúdo de P-disponível no solo, em ambas as camadas avaliadas, para a referida taxa.

Haddad & Castro (1998) apresentaram uma coletânea de trabalhos envolvendo espécies forrageiras passíveis de serem fenadas e suas características nutricionais em função da idade de corte. Para o capim-coastcross, foi encontrado um conteúdo de fósforo de $0,20 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, nos cortes efetuados aos 40 e 50 dias de idade. Este valor é 54% inferior à concentração média mais baixa obtida neste trabalho, correspondendo a $0,438 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área com o capim-coastcross e aplicação de esgoto doméstico, verificou concentrações médias de fósforo de $0,37 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; de

Tabela 9. Número de cortes, data, idade, concentração de fósforo e remoção do elemento pelo capim-coastcross, em relação à matéria seca (MS), para diferentes taxas de aplicação

Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Cortes	Data	Idade (dias)	P (dag·kg ⁻¹)	Remoção (kg·ha ⁻¹ de P)
0,24	1	09/08/01	45	0,490	2,38
	2	22/09/01	44	0,450	1,91
	3	09/11/01	48	0,450	7,80
	Média		-	0,463	-
	Total		-	-	12,09
0,36	1	09/08/01	45	0,522	5,19
	2	22/09/01	44	0,507	5,74
	3	09/11/01	48	0,359	4,85
	Média		-	0,463	-
	Total		-	-	15,78
0,48	1	09/08/01	45	0,494	2,62
	2	22/09/01	44	0,427	3,45
	3	09/11/01	48	0,394	2,30
	Média		-	0,438	-
	Total		-	-	8,37
Testemunha	1	09/08/01	45	0,226	0,94
	2	22/09/01	44	0,241	1,02
	3	09/11/01	48	0,229	1,20
	Média		-	0,232	-
	Total		-	-	3,16

0,38 dag·kg⁻¹, sob a taxa 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹; e de 0,22 dag·kg⁻¹, para a testemunha. Estes valores são 20%, 19% e apenas 5%, respectivamente, inferiores aos valores encontrados neste experimento, correspondendo a 0,463 dag·kg⁻¹, sob a taxa de

aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; a $0,463 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; e a $0,232 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, para a testemunha.

Queiroz (2000), trabalhando com o capim-coastcross, verificou concentrações médias de fósforo de $0,40 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, sob aplicação de água residuária de suinocultura, e de $0,44 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, sob água da rede de abastecimento.

As concentrações de fósforo obtidas sob as diferentes taxas de aplicação atenderiam às exigências nutricionais para bovinos de corte, considerando 454 kg de peso vivo (PV) e consumindo cerca de 11 kg de MS, que é de $0,12 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, e também para vacas em lactação, considerando 600 kg de PV, consumindo cerca de $19,6$ de MS e produzindo, em média, $20 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ de leite, que é de $0,33 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Lana, 2000).

Na Figura 9, está apresentada a curva de concentração de fósforo na MS do capim-coastcross.

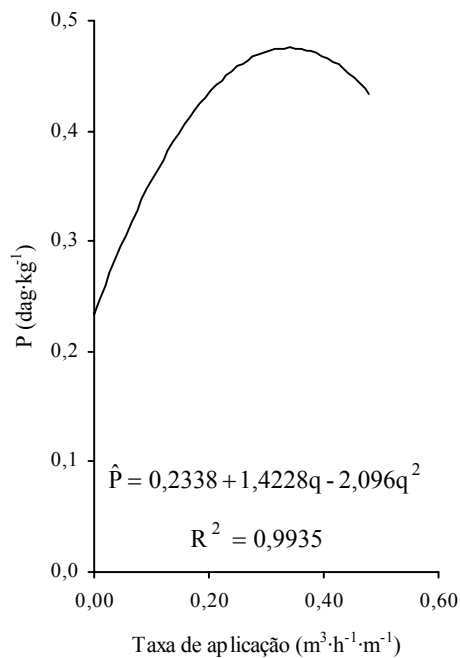


Figura 9. Concentração média de fósforo (P) na matéria seca (MS) do capim-coastcross, para diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

Pela equação apresentada na Figura 9, observa-se a existência de um ponto de máximo, correspondendo à taxa de aplicação $0,34 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, quando a concentração estimada de fósforo na MS do capim-coastcross é máxima, atingindo o valor de $0,475 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$.

CONCLUSÕES

Na avaliação do tratamento de esgoto doméstico em sistemas por escoamento superficial, em até 8 m de rampa, verificou-se que a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência na remoção de fósforo (P), tendo alcançado valores de 47,46% para fósforo total (Pt); 47,45% para fósforo total dissolvido (Ptd); 42,60% para fósforo inorgânico dissolvido (Pid) e 85,12% para fósforo orgânico dissolvido (Pod). Para fósforo total no resíduo (Ptr), entretanto, a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de fósforo, tendo alcançado o valor de 55,65%.

Os coeficientes obtidos neste experimento, para o estágio 1 do modelo exponencial, para taxas de aplicação de 0,24 a $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, para efluente primário, foram: $k = 0,00194$ e $n = 2,31368$ para Pt, $k = 0,01470$ e $n = 0,93652$ para Ptr, $k = 0,00163$ e $n = 2,34421$ para Ptd, $k = 0,00230$ e $n = 2,08953$ para Pid e $k = 0,00952$ e $n = 1,95454$ para Pod.

Na avaliação do solo, em relação ao início do experimento, para as taxas de aplicação $0,24$ e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ e para a testemunha, que não recebeu esgoto, houve diminuições no conteúdo de P-disponível, correspondendo a 21%, 70% e 61%, respectivamente, na camada de 0 a 10 cm, e 63%, 57% e 90%, respectivamente, na camada de 50 a 60 cm, ambas a 1 m do início das rampas de tratamento. Para a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, houve aumento no conteúdo de P-disponível, correspondendo a 8%, na camada de 0 a 10 cm, e 59%, na camada de 50 a 60 cm.

Na avaliação da forrageira, a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ apresentou maior remoção de fósforo pela planta, $15,78 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), à Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais (COPASA) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio à pesquisa e suporte financeiro.

LITERATURA CITADA

- Abernathy, A.R.; Zirschky, J.; Borup, M.B. Overland flow wastewater treatment at Easley, SC. *Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF)*, Washington, vol.57, n.4, p.291-299, 1985.
- Alvarez V., V.H. et al. Métodos de análises de enxofre em solos e plantas. Viçosa: UFV, 1999. 131p.
- Alvarez V., V.H. Manual de análises químicas e físico-químicas de solos. Viçosa: UFV (a ser publicado)
- Black, S.A. Experience with phosphorus removal at existing Ontario municipal wastewater treatment plants. In: Loehr, R.C.; Martin, C.S.; Rast, W. (eds). *Phosphorus management strategies for lakes*. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers, Inc., 1980. chap.13, p.329-353.
- Campos, J.R. (Coor.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1999. 435p.
- Coraucci Filho, B. Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial. São Paulo: USP, 1991. 1336p. Tese Doutorado

- Dommergues, Y.; Mangenot, F. *Écologie microbienne du sol*. Paris: Masson et Cie, Éditeurs, 1970. 796p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). *Manual de métodos de análise do solo*, 2^a ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.
- Esteves, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda., 1988. 575p.
- Fonseca, S.P.P. *Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)*. Viçosa: UFV, 2000. 133p. Dissertação Mestrado
- Haddad, C.M.; Castro, F.G.F. *Produção de feno*. In: *Simpósio sobre Manejo da Pastagem*, 15, 1998, Piracicaba. *Anais...* Piracicaba: FEALQ, 1998. p151.
- Lana, R. de P. *Sistema Viçosa de formulação de rações*. Viçosa: UFV, 2000. 60p.
- Metcalf & Eddy, Inc. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, 3rd ed. New York: McGraw-Hill Publishing Company, 1991. 1334p.
- Novais, R.F.; Smyth, T.J. *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa: UFV, DPS, 1999. 399p.
- Paganini, W.S. *Disposição de esgotos no solo*. 2^a ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 232p.
- Queiroz, F.M. *Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura*. Viçosa: UFV, 2000. 91p. Tese de Mestrado
- Queiroz, F.M.; Matos, A.T.; Pereira, O.G.; Oliveira, R.A. *The dry matter yield of forage-grass species in overland flow treatment using swine wastewater*. In: *Inter-Regional Conference Environment and the Water*, 4, 2001, Fortaleza. *Proceedings...* Fortaleza: ICID-ABID, 2001. (CD Rom)
- Silva, D.J.; Queiroz, A.C. de. *Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos*. 3^a ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.
- Silva, F.C. (Org.). *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

- Silva, S.C. da; Passanezi, M.M.; Carnevalli, R.A.; Pedreira, C.G.S.; Fagundes, J.L. Bases para o estabelecimento do manejo de *Cynodon* sp. para pastejo e conservação. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p129.
- Smith, R.G.; Schroeder, E.D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF), Washington, vol.57, n.7, p.785-794, 1985.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA); U.S. Army Corps of Engineers; U.S. Department of Interior; U.S. Department of Agriculture. Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Cincinnati: EPA, 1981.
- Vilela, D.; Alvim, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p23.

**ALTERAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO NA ÁGUA
RESIDUÁRIA E NO CAPIM-COASTCROSS CULTIVADO EM
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO
POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL**

RESUMO

O sistema de tratamento por escoamento superficial tem recebido especial atenção como forma de dispor resíduos líquidos com produção de biomassa vegetal. Com o objetivo de melhor compreender e quantificar a remoção e a concentração de nitrogênio (N) em faixas de tratamento por escoamento superficial, foram conduzidos ensaios de campo para avaliar o desempenho desses sistemas de tratamento, sob taxas de aplicação de 0,24; 0,36 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de tratamento com 2% de declividade, instaladas na Área Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Verificou-se que, para 8 m do início da rampa, a menor taxa de aplicação (0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) proporcionou a maior taxa de remoção dos nutrientes, tendo alcançado eficiências de 53,39% para nitrogênio total (N_{tot}); 55,55% para nitrogênio amoniacal (N_{am}); 68,98% para nitrogênio orgânico (N_{org}); e 55,41% para amônio ($N\text{-NH}_4^+$). Para nitrogênio nítrico (N_{nit}), entretanto, a taxa de aplicação 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de N, tendo alcançado o valor de 34,10%. Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,01255$ e $n = 1,20646$ para N_{tot} , $k = 0,00591$ e $n = 1,73648$ para N_{am} , $k = 0,07736$ e $n = -0,34409$ para N_{nit} , $k = 0,00885$ e $n = 1,74748$ para N_{org} e $k = 0,00558$ e $n = 1,85048$ para $N\text{-NH}_4^+$. A taxa 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ proporcionou, no período de 137 dias de aplicação de esgoto, o maior valor de remoção de N pelo capim-coastcross.

Palavras-chave: esgoto, escoamento superficial, remoção de nitrogênio

ALTERATION OF NITROGEN CONCENTRATION IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT

ABSTRACT

Domestic wastewater must be viewed not only as a waste to be disposed but also as resource of organic matter and macro and micronutrients. The overland flow treatment has received special attention since it utilizes this resource for plant biomass production. In order to evaluate the overland flow treatment efficiency for different application rates: 0.24, 0.36 and 0.48 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of domestic wastewater, in 2% down-slope irrigation strips, an experiment was developed in the Experimental Area of the Agricultural Engineering Department at Federal University of Viçosa. For the biomass production the ‘coastcross’ bermudagrass “*Cynodon dactylon* L.” was used. The highest removal rates for samples collected at 8 m from the beginning of the borders occurred for the application rate of 0.24 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$: 53,39% for total nitrogen (N_{tot}), 55,55% for ammoniacal nitrogen (N_{am}), 68,98% for organic nitrogen (N_{org}), and 55,41% for ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). However, for nitric nitrogen (N_{nit}), the highest removal rate occurred for the application rate of 0.48 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$: 34,10%. The coefficients for the stage 1 of the exponential model were $k = 0,01255$ and $n = 1,20646$, for N_{tot} ; $k = 0,00591$ and $n = 1,73648$, for N_{am} ; $k = 0,07736$ and $n = -0,34409$, for N_{nit} ; $k = 0,00885$ and $n = 1,74748$, for N_{org} ; and $k = 0,00558$ and $n = 1,85048$, for $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Value of N removal by the ‘coastcross’ bermudagrass was higher for 0.36 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ than for the others application rates.

Keys words: wastewater, overland flow, nitrogen removal

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos, reflexo da perplexidade diante da degradação ambiental em nível mundial, tem levado à elaboração de legislação mais rigorosa, no intuito de proteger a qualidade dos recursos naturais, bem como à criação de órgãos de fiscalização, cada vez mais atuantes. Procurando adequar-se a essa nova política, as empresas vêm buscando tecnologias de menor custo que minimizem os efeitos negativos de suas atividades, ou seja, que reduzam as formas de degradação e poluição ocasionadas pelo lançamento, sem tratamento adequado, de efluentes líquidos e gasosos e resíduos sólidos no meio ambiente.

O fato de o esgoto doméstico constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais fez com que deixasse de ser visto apenas como um despejo residual e passasse a ser considerado um recurso aproveitável (Metcalf & Eddy, 1991). Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso ganharam impulso, principalmente, aquelas que aumentam a produção de biomassa vegetal, utilizada diretamente na alimentação humana ou animal. Uma das técnicas que tem recebido especial atenção é a de tratamento de esgotos pelo método de escoamento superficial.

O pouco conhecimento gerado sobre parâmetros de dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, devidamente adaptados para nossas condições climáticas, pode ser responsável pela relativamente pequena expansão da técnica.

Objetivou-se com o presente trabalho determinar os parâmetros de dimensionamento de estação de tratamento de esgoto (ETE) por escoamento superficial, para as condições de solo e clima de Viçosa - MG, bem como avaliar alterações químicas no solo e a capacidade do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), cultivado nas rampas de tratamento, em absorver nitrogênio.

REVISÃO DE LITERATURA

O nitrogênio (N) é um elemento extremamente importante na síntese de proteínas nas plantas. Em águas residuárias ricas em material orgânico, este nutriente pode ser encontrado sob diversas formas, desde nitrogênio orgânico (N_{org}), amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), até formas mais oxidadas como nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

Bernardes (1986) observou que o nitrogênio na forma orgânica não é, geralmente, absorvido pelas plantas, mas sim nas formas iônicas NH_4^+ e NO_3^- . Paganini (1997) registrou que as bactérias, por meio da atividade biológica, transformam o N_{org} primeiramente em NH_4^+ , depois o oxidam a nitritos e nitratos. Os nitritos são muito instáveis no esgoto e oxidam-se facilmente para a forma de nitratos. Já os nitratos são a forma final de estabilização e podem ser utilizados por algas e plantas superiores na síntese de proteínas que, por sua vez, podem ser consumidas por animais na formação de proteína animal. A decomposição da proteína vegetal e animal, pela ação das bactérias, gera o nitrogênio amoniacal (N_{am}).

A forma predominante do nitrogênio em águas residuárias indica a idade da mesma e/ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio. A predominância das formas orgânica e amoniacal indica ser águas residuárias mais novas ou frescas, enquanto a predominância das formas nítricas, águas residuárias mais antigas (Paganini, 1997). A reação tem início com a conversão do N_{org} em NH_3 , caracterizando, por isso, águas residuárias mais novas. Em presença de oxigênio (O_2), desenvolve-se o processo de aerobiose em que a NH_3 é convertida a NO_2^- e, depois, a NO_3^- , caracterizando, por isso, águas residuárias mais antigas.

De acordo com EPA (1981), os mecanismos de maior importância para a remoção de nitrogênio por escoamento superficial incluem absorção pela planta, assimilação microbiana, nitrificação-desnitrificação biológica, volatilização da amônia e lixiviação no solo.

Segundo Paganini (1997), a assimilação microbiana do nitrogênio é, principalmente, associada à utilização do carbono (C) durante o crescimento dos microrganismos. A fração maior do nitrogênio assimilado microbiologicamente retornará à fase líquida devido à amonificação, com a morte das células.

De acordo com o mesmo autor, a nitrificação é um processo de transformação do sistema esgoto-solo-plantas que oxida o nitrogênio em formas utilizáveis pelas plantas e microrganismos. Este processo ocorre na presença de oxigênio e envolve a conversão do NH_4^+ a nitratos, pela ação de microrganismos no solo. A conversão ocorre, primeiramente, de NH_4^+ para NO_2^- pela ação das bactérias nitrossomas e, subsequente, de NO_2^- para NO_3^- por meio das nitrobactérias. A intensificação da nitrificação dá-se em condições aeróbias; em solos irrigados, porém drenados, as condições serão tanto melhores quanto maiores forem as condições de aeração do solo. Em solos inundados, a nitrificação ocorre nos primeiros milímetros da superfície de contato com o ar, indo ao limite da camada aeróbia-anaeróbia da lâmina d'água/solo. Assim, a nitrificação depende também da profundidade da lâmina d'água, do tempo de permanência da mesma sobre o solo, dos períodos de rega e da estrutura do solo, já que a difusão do oxigênio faz-se 10^4 vezes mais rápida pelo ar do que pela massa líquida.

Segundo o mesmo autor, a desnitrificação é o processo anaeróbio por meio do qual o NO_3^- e/ou o NO_2^- são convertidos em gás nitrogênio (N_2). A reação dá-se por meio da seguinte seqüência: NO_3^- , NO_2^- , óxido nitroso e N_2 .

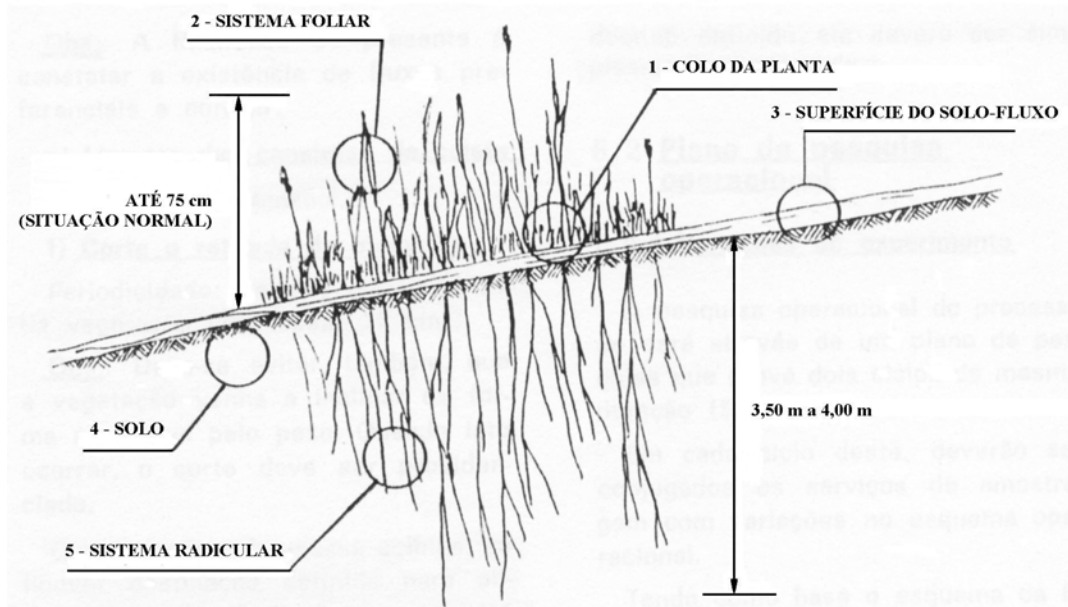
A volatilização é o mecanismo que permite a remoção do nitrogênio por lançamento direto na atmosfera do gás amônia e do N_2 (inerte).

Paganini (1997) afirma que o mecanismo de lixiviação é a percolação do nitrogênio na forma de NO_3^- através do solo, podendo chegar ao lençol freático e causar problemas a médio prazo. A lixiviação depende de fatores como concentração de NO_3^- no solo, permeabilidade do solo, intensidade e freqüência das chuvas e intensidade e freqüência da aplicação de águas residuárias, ricas em nitrogênio, no solo.

Segundo EPA (1981), a remoção de nitrogênio do solo em decorrência do corte da cultura depende da concentração de nitrogênio na matéria vegetal e da produção de matéria seca (MS) obtida. Paganini (1997) recomenda que, quando o objetivo for maximizar a retirada desse elemento em sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, a seleção da vegetação de cobertura deva estar baseada na perenidade da gramínea, tolerância às condições estabelecidas nas rampas de escoamento e capacidade de absorção de nitrogênio.

A assimilação de nitrogênio pela cultura vegetal usada como cobertura varia sazonalmente, e só se torna efetiva se houver colheita permanente e rotineira do material vegetal produzido. Estimativas de remoção do nitrogênio em sistemas de escoamento à superfície em plena operação situam a retirada média entre 200 e 400 kg·ha⁻¹·ano⁻¹. Sistemas em plena operação apresentam resultados na remoção por meio da assimilação pela cobertura vegetal de 6 a 25% do nitrogênio aplicado ao sistema (Paganini, 1997). Campos (1999) cita valores de remoção de nitrogênio entre 60 e 90%.

Segundo Abernathy et al. (1985), o modelo mais comumente encontrado na literatura para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial utiliza o comprimento da rampa de escoamento como única variável independente. Durante o escoamento, ocorre o contato entre a superfície do filme biológico e a água residuária (Figura 1). Espera-se que o tempo de contato e o desempenho do sistema de tratamento estejam diretamente relacionados e que aumentos no tempo de contato produzam melhor desempenho do tratamento. Entretanto, uma relação para simular o tempo de detenção do líquido em uma rampa de escoamento superficial, baseada em suas características físicas e operacionais tais como declividade, distância de escoamento e taxa de aplicação, não está disponível, sendo o comprimento da rampa, constante e facilmente medido, usado como referencial para o tempo de contato entre a água residuária e o filme biológico.



Fonte: Terada et al. 1985.

Figura 1. Elementos atuantes no tratamento por disposição no solo pelo método de escoamento superficial.

Smith & Schroeder (1985), baseados em resultados de estudo piloto, concluíram que a remoção do material orgânico do efluente primário poderia ser descrita por um modelo com dois estágios em função apenas do comprimento da rampa (x) e da taxa de aplicação (q). O estágio 1 do modelo é aplicado aos primeiros 6 a 10 m do comprimento da rampa, onde a taxa de remoção orgânica é maior, sendo o estágio 2 do modelo aplicado para o restante da rampa. Assim:

$$\text{Estágio 1 } (x < 9 \text{ m}): \quad \frac{C_x}{C_0} = A \exp(-K x) \quad (1)$$

$$\text{Estágio 2 } (x > 9 \text{ m}): \quad \frac{C_x}{C_0} = A' \exp(-K' x) \quad (2)$$

em que,

C_x = concentração de DBO_5 à distância x na rampa de escoamento ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

C_0 = concentração de DBO_5 no início da rampa de escoamento ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

A, A' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente;

K, K' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente; e

x = distância na rampa de escoamento (m).

Smith & Schroeder (1985), ainda no estudo piloto, concluíram que os coeficientes K e K' nas equações 1 e 2 variaram como uma função da taxa de aplicação q , de acordo com as seguintes equações:

$$\text{Estágio 1 } (x < 9 \text{ m}): \quad K = \frac{k}{q^n} \quad (3)$$

$$\text{Estágio 2 } (x > 9 \text{ m}): \quad K' = \frac{k'}{q^{n'}} \quad (4)$$

em que,

k, k' = coeficientes determinados empiricamente ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$);

q = taxa de aplicação ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ de largura da rampa); e

n, n' = coeficientes determinados empiricamente.

De acordo com Smith & Schroeder (1985), a provável razão para a observação de duas taxas distintas para a remoção orgânica, tomando-se por base o comprimento da rampa de escoamento superficial, é que a matéria orgânica sedimentável é prontamente removida nos primeiros metros, deixando o material orgânico coloidal e solúvel para ser removido, em menor taxa, por adsorção e, posteriormente, por assimilação bacteriana, no comprimento restante da rampa.

MATERIAL E MÉTODOS

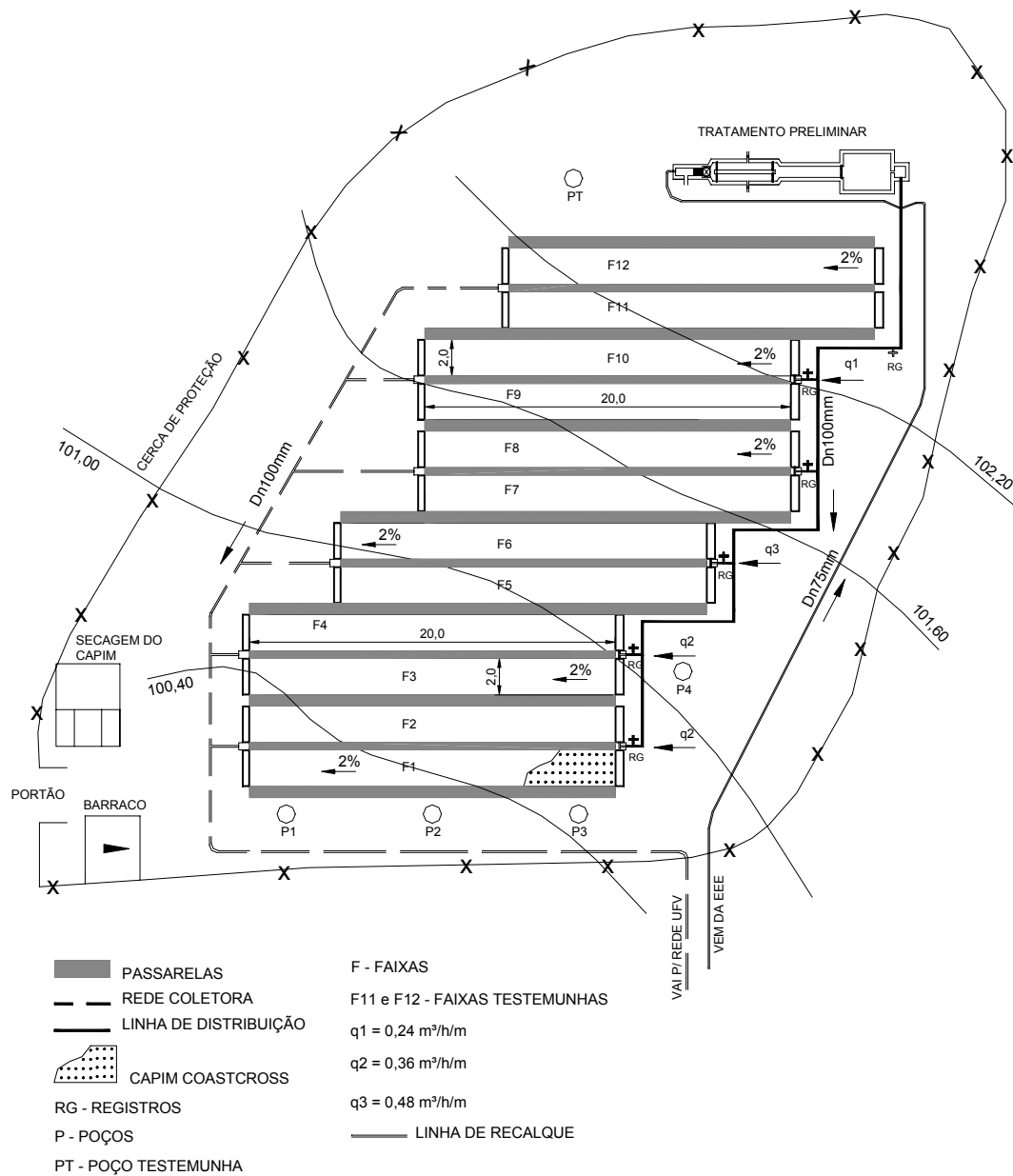
O trabalho de campo foi realizado no período de julho a novembro de 2001, utilizando-se o método de escoamento superficial, na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EeTE), localizada na UFV, em Viçosa, MG, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20°45'14" S e longitude 42°52'53" W, altitude média de 648,74 m acima do nível do mar.

O esgoto doméstico era proveniente do conjunto residencial Condomínio Bosque do Acamari, constituído por 136 unidades residenciais unifamiliares, situado próximo à UFV, na cidade de Viçosa, Zona da Mata mineira.

Foi construída uma Estação Experimental Elevatória de Esgoto (EeEE), dotada de duas bombas submersíveis de 1,0 cv, sendo uma reserva, com vazão de $1,86 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ e altura manométrica de 14 mca, para recalcar o esgoto por meio de 430 m de emissário em policloreto de vinila (PVC), diâmetro nominal de 75 mm, até a EeTE (Fonseca, 2000).

A EeTE, com área total de 700 m^2 (Figura 2), consistiu de tratamentos primário e secundário (Figuras 1A a 3A e 4A e 5A do Apêndice, respectivamente). O tratamento preliminar foi composto por gradeamento, desarenação, canal para realização de medição de vazão em vertedouro de seção triangular com ângulo de 90° e tanque de equalização de 1 m^3 , onde o esgoto foi misturado por uma hélice acionada por motor de 2,0 cv de 3.500 rpm. O tratamento biológico (secundário) foi efetuado no solo em uma área dividida em seis planos de sistematização, cada um com duas rampas de 2 m de largura, 20 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.).

Foram utilizadas três taxas de aplicação de esgoto: 0,24; 0,36 e $0,48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. As taxas de 0,24 e $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ foram aplicadas em rampas de tratamento duplicadas, enquanto a taxa de $0,48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ foi aplicada em apenas uma rampa de tratamento. O esgoto foi distribuído com uso de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm e extensão total de 50 m. O controle da vazão foi



Fonte: Adaptado Fonseca 2000.

Figura 2. Croqui da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto.

feito, para o ajuste preliminar, com o emprego de registros de gaveta de 100 mm, instalados na entrada de cada plano de sistematização, e, para o ajuste fino, com torneiras instaladas na entrada de cada rampa. Foram construídas canaletas de concreto no início de cada rampa, para uniformizar a aplicação do efluente do tratamento preliminar, e no final, para recolhimento do escoamento superficial e sua condução por meio de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm, para a rede de esgoto da UFV.

O sistema de tratamento de esgoto operou com um período de aplicação de $8 \text{ h}\cdot\text{dia}^{-1}$ e uma frequência de aplicação de $5 \text{ dias}\cdot\text{semana}^{-1}$, estabelecendo-se descanso aos sábados, domingos e feriados.

Amostras do esgoto foram coletadas com seringas descartáveis de 20 mL na entrada do tratamento biológico (secundário), ou seja, no início de cada rampa e ao longo desta, nas distâncias de 2, 4, 6, 8 e 10 m, sendo feitas três coletas de 100 mL em cada ponto, gerando, assim, amostras compostas, em cada dia de coleta. Em geral, as coletas foram realizadas quinzenalmente, às terças ou quartas-feiras, no intervalo de 9 às 15 h, correspondentes aos dias e horários de maior concentração de carga orgânica no esgoto doméstico (Fonseca, 2000).

Nas Tabelas 1 e 2, estão apresentados, respectivamente, os dados meteorológicos diários e mensais, obtidos durante o período de monitoramento da EeTE.

As análises do esgoto foram efetuadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, sendo o nitrogênio total (N_{tot}), o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e o nitrogênio amoniacal (N_{am}) analisados conforme metodologia descrita em Alvarez V. (s.d.). Os resultados para nitrogênio orgânico (N_{org}) foram obtidos por diferença entre NTK e N_{am} , isto é, $N_{\text{org}} = \text{NTK} - N_{\text{am}}$; e para nitrogênio nítrico (N_{nit}), por diferença entre N_{tot} e NTK, isto é, $N_{\text{nit}} = N_{\text{tot}} - \text{NTK}$. As análises para amônio (N-NH_4^+) foram executadas por colorimetria, conforme o método do salicilato, descrito por Kempers & Zweers (1986).

Tabela 1. Dados meteorológicos dos dias em que houve coleta de amostras do esgoto em escoamento nas rampas de tratamento da EeTE

Data de coleta	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
04/07/01	15,3	75	9,9	939,3	0,0	2,4
17/07/01	14,2	80	10,5	940,2	0,0	3,0
31/07/01	16,5	72	8,5	944,0	0,0	3,7
14/08/01	17,3	74	10,7	943,3	0,0	4,0
29/08/01	19,7	85	7,5	925,8	0,0	3,2
12/09/01	16,3	93	0,0	938,9	0,0	5,2
25/09/01	20,9	69	4,8	936,7	0,0	3,7
23/10/01	21,7	69	12,3	935,2	6,5	2,2
07/11/01	23,4	75	9,2	937,5	1,5	2,4
21/11/01	20,6	82	2,1	937,8	10,5	1,0

T = temperatura média do ar; P = pressão média; UR = umidade relativa média; Pe = precipitação total; I = insolação total; Ev = evaporação total.

Tabela 2. Dados meteorológicos mensais no período de monitoramento da EeTE

Data	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
Jul/01	16,8	77,9	205,5	940,1	2,0	90,3
Ago/01	18,3	74,8	244,5	931,9	6,4	105,6
Set/01	19,1	74,1	174,4	938,7	80,0	90,8
Out/01	20,5	74,3	184,1	937,1	153,2	90,7
Nov/01	22,2	81,7	148,1	934,8	231,5	68,4

As análises foram realizadas em número de três replicatas para cada ponto, cuja média determinou a concentração característica para o referido ponto.

Neste experimento, adotou-se o modelo de aproximação da distância ao longo do comprimento para descrever a remoção dos nutrientes. As concentrações em cada ponto de amostragem (C) em relação à concentração

afluente (C_0) foram determinadas para cada evento de amostragem (C/C_0). Estes valores foram utilizados para ajustar os parâmetros dos modelos linear e exponencial.

Para efeito de análise estatística, considerou-se o experimento montado no delineamento inteiramente casualizado com tratamentos (distância) e repetições diferentes para cada rampa. Os dados foram analisados para cada rampa por meio de análise de regressão. Os coeficientes de determinação, r^2 , para o modelo linear simples, e R^2 , para o modelo exponencial, foram calculados baseando-se na fórmula: Soma de Quadrados da Regressão dividida pela Soma de Quadrados da Distância, ou seja, SQR/SQD . As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software Sistemas para Análises Estatísticas (SAEG) versão 8.0, desenvolvido na UFV.

Os valores de k e n foram determinados por meio de regressão linear de $\ln K$ versus $\ln q$ para o modelo exponencial.

O solo da área pertence à classe Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico (PVA), de textura argilosa (Fonseca, 2000), atualmente, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999).

Para avaliar a forrageira quanto à sua capacidade de remover nitrogênio, foram efetuados três cortes à distância de 1 m do início da rampa, em área de 1 m², com intervalo de aproximadamente 45 dias entre os cortes, totalizando um período de avaliação de 137 dias. As amostras da forrageira para análise foram coletadas com uso de cutelo e, após a sua retirada, o capim restante foi cortado com uso de roçadeira costal e retirado das rampas de escoamento superficial.

As amostras da forrageira foram pesadas em balança semi-analítica com capacidade de 1.500 g, 0,05 g de precisão, no próprio local do experimento, para determinação da produção de matéria verde. Em seguida, o capim foi imediatamente transportado para o Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, onde foi separado em amostras as quais foram pesadas e conduzidas para a Unidade de Beneficiamento de Sementes do Departamento de Fitotecnia (DFT) da UFV, onde foram colocadas em estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65°C, por um período de

72 horas, para pré-secagem (Figuras 6A a 8A do Apêndice). Em seguida, estas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia (DZO) da UFV, onde se procedeu à moagem das mesmas em moinho tipo Willey, guardando-se as amostras em recipientes de vidro para análises posteriores. Aproximadamente 3 g de cada amostra moída foram secas em estufa, a 105°C, para determinação dos valores de Amostra Seca em Estufa (ASE), a fim de se corrigir o teor de matéria seca (MS). Para a análise de nitrogênio total, foi utilizado o processo semimicro Kjeldahl, segundo técnica descrita por Silva & Queiroz (2002).

Torna-se importante ressaltar, como breve histórico, que o presente trabalho foi implantado em área previamente utilizada em experimento desenvolvido com o objetivo de avaliar a aplicação de esgoto bruto de origem doméstica no solo pelo método de escoamento superficial, como alternativa de tratamento e uso do esgoto na agricultura. Neste trabalho anterior, o sistema foi constituído de unidade de tratamento preliminar e 12 faixas de irrigação cultivadas com o capim-coastcross. Foram testadas as taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹. Duas faixas irrigadas com água foram utilizadas como testemunha. O período de monitoramento do sistema foi de março a setembro de 1999, o período de aplicação de 8 h·dia⁻¹ e a frequência de aplicação de 5 dias·semana⁻¹, com descanso aos sábados e domingos (Fonseca, 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de nitrogênio na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento

Na Tabela 3, estão apresentadas as concentrações e remoções médias de nitrogênio (N) no esgoto em escoamento, coletado ao longo das rampas de

Tabela 3. Valores médios de concentração e de remoção de nitrogênio do esgoto, para diferentes distâncias percorridas em rampas de tratamento por escoamento superficial e para diferentes taxas de aplicação

Parâmetro	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)		Distância (m)					
			0	2	4	6	8	10
N _{tot}	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	47,00	41,97	38,01	29,56	21,91	-
		Remoção (%)	0,00	10,71	19,14	37,12	53,39	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	48,75	50,36	42,74	41,53	37,22	29,99
		Remoção (%)	0,00	- 3,30	12,34	14,82	23,65	38,49
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	47,86	52,56	45,64	39,53	39,90	38,34
		Remoção (%)	0,00	- 9,82	4,65	17,40	16,64	19,90
N _{am}	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	28,16	25,53	27,12	20,78	12,52	-
		Remoção (%)	0,00	9,35	3,70	26,23	55,55	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	30,42	31,11	26,87	27,17	25,67	21,91
		Remoção (%)	0,00	- 2,25	11,68	10,70	15,63	28,00
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	29,34	30,19	28,26	26,03	29,34	27,38
		Remoção (%)	0,00	- 2,89	3,68	11,28	0,00	6,67
N _{nit}	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	3,71	4,99	2,91	2,43	4,69	-
		Remoção (%)	0,00	-34,72	21,61	34,33	-26,64	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	3,63	5,02	3,77	4,40	3,92	2,61
		Remoção (%)	0,00	-38,36	- 3,69	-21,05	- 7,81	28,19
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	4,75	5,33	3,96	4,31	3,13	2,74
		Remoção (%)	0,00	-12,26	16,53	9,15	34,10	42,34
N _{org}	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	15,13	12,46	7,98	6,35	4,69	-
		Remoção (%)	0,00	17,62	47,26	58,06	68,98	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	14,70	14,70	12,74	10,44	7,64	5,48
		Remoção (%)	0,00	- 0,04	13,30	28,99	48,03	62,74
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	14,50	17,04	13,41	9,90	9,78	8,21
		Remoção (%)	0,00	-17,56	7,49	31,71	32,54	43,34
N-NH ₄ ⁺	0,24	Concentração (mgL ⁻¹)	27,16	26,32	30,70	20,88	12,11	-
		Remoção (%)	0,00	3,07	-13,04	23,12	55,41	-
	0,36	Concentração (mgL ⁻¹)	31,26	29,76	29,94	24,55	28,29	22,75
		Remoção (%)	0,00	4,79	4,21	21,47	9,50	27,23
	0,48	Concentração (mgL ⁻¹)	26,84	27,57	25,23	23,93	32,08	30,73
		Remoção (%)	0,00	- 2,74	5,97	10,81	-19,53	-14,50

N_{tot} - nitrogênio total; N_{org} - nitrogênio orgânico; N_{am} - nitrogênio amoniacal; N-NH₄⁺ - nitrogênio na forma do íon amônio; N_{nit} - nitrogênio nítrico.

tratamento. Nas Figuras 3 e 4, estão apresentados os dados coletados e os valores médios, interligados por retas, relacionados na Tabela 3.

A indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial deve-se à operação do sistema por um período de apenas cinco meses, quando a literatura registra um período inicial de aclimatação de 3 a 4 meses (EPA, 1981), o que pode ser considerado reduzido para completa formação do filme biológico. Além disso, as taxas de aplicação podem ter sido mais baixas que o necessário para promover a saturação da camada superficial do solo ao longo do comprimento total da rampa.

Na implantação do sistema de tratamento, em período anterior ao da condução deste experimento, foi construído um dreno aos 10 m de comprimento da rampa. Mesmo após executadas obras para lacrar devidamente o mesmo, o meio da rampa permaneceu como um ponto crítico, em termos de permeabilidade, durante a operação do sistema.

Outro aspecto que dificultou o escoamento superficial foi a existência de caminhos preferenciais de deslocamento da água residuária devido à formação de fissuras no solo argiloso, durante o período em que o sistema de tratamento permaneceu em obras de manutenção, e à possibilidade de ocorrência de escoamento subsuperficial pelo fato de as rampas de tratamento terem sido construídas perpendicularmente às curvas de nível.

Avaliando-se os dados apresentados na Tabela 3, percebe-se uma tendência de a eficiência de remoção de nitrogênio aumentar com o comprimento da rampa de escoamento. No entanto, algumas vezes, verificou-se aumento e não decréscimo do nutriente (remoção negativa). Isto ocorreu devido à oscilação da concentração do afluente nos diferentes dias de coleta e ao fato de o esgoto, ao escoar sobre a superfície do solo, arrastar consigo: partículas de argila; material orgânico proveniente do filme biológico o qual se desprende da superfície solo-planta; e material vegetal proveniente do corte do capim que, devido às pequenas dimensões, pela utilização do ancinho, não é removido da rampa, permanecendo sobre a mesma enquanto sofre decomposição. A camada de lodo que se

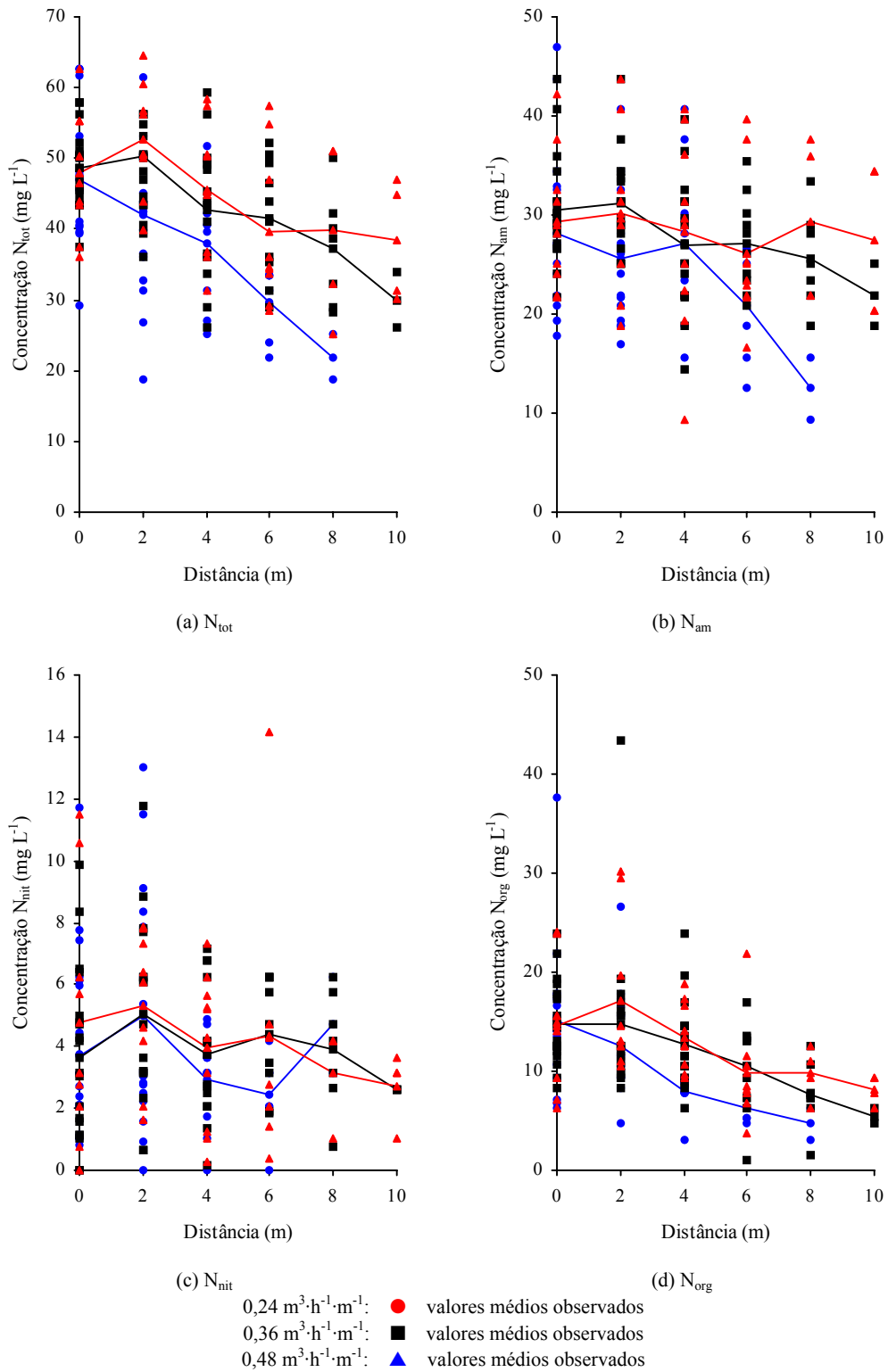


Figura 3. Valores médios observados para concentração de (a) nitrogênio total (N_{tot}), (b) nitrogênio amoniacal (N_{am}), (c) nitrogênio nítrico (N_{nit}) e (d) nitrogênio orgânico (N_{org}), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

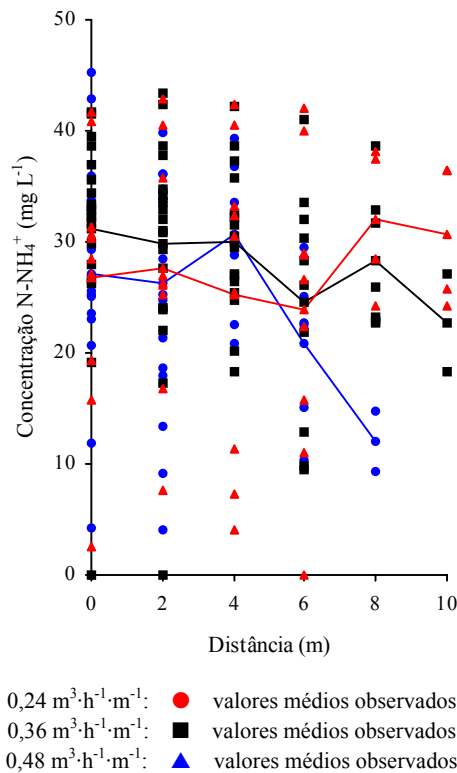


Figura 4. Valores médios observados para concentração de nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

acumulou no início da rampa também deve ter contribuído para o aumento das concentrações médias de nitrogênio, principalmente aos 2 m.

As menores concentrações médias no esgoto em escoamento, aos 8 m do início da rampa, foram obtidas sob a taxa de aplicação 0,24 m³·h⁻¹·m⁻¹, onde os valores alcançados foram de: 21,91 mg·L⁻¹ para N_{tot}; 12,52 mg·L⁻¹ para N_{am}; 4,69 mg·L⁻¹ para N_{org} e 12,11 mg·L⁻¹ para N-NH₄⁺. A menor concentração alcançada para N_{nit} (3,13 mg·L⁻¹), aos 8 m do início da rampa, foi obtida sob a taxa de aplicação 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹. Estes valores correspondem às seguintes eficiências médias de remoção: sob a taxa de aplicação 0,24 m³·h⁻¹·m⁻¹, 53,39% para N_{tot}; 55,55% para N_{am}; 68,98% para N_{org} e 55,41% para N-NH₄⁺; e, sob a taxa de aplicação 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹, 34,10% para N_{nit}.

Considerando-se a eficiência de remoção de 53,39% para N_{tot} , percebe-se que este valor está abaixo do intervalo de 60 a 90%, registrado por Campos (1999). EPA (1981) registrou que, no sistema de tratamento de efluente de lagoa, localizado em Utica, Mississippi, EUA, a eficiência de remoção de nitrogênio diminuiu de 90%, nos meses de primavera e verão, para menos de 80%, durante o inverno; e, no sistema de tratamento de efluentes primário e secundário em Hanover, New Hampshire, EUA, esta eficiência abaixou para cerca de 30% durante o inverno. A reduzida eficiência em temperaturas mais baixas é atribuída à diminuição da taxa do processo biológico de nitrificação-desnitrificação, bem como à redução da absorção de nitrogênio pela planta (EPA, 1981). Torna-se importante ressaltar, ainda, que as eficiências encontradas no presente trabalho referem-se à fase inicial do tratamento, correspondente aos primeiros metros de comprimento de rampa e não à eficiência total do sistema de tratamento.

Para a maioria das variáveis avaliadas, a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ alcançou as maiores taxas de remoção, e a taxa $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, as menores, o que condiz com os resultados reportados por outros autores. Smith & Schroeder (1985) registraram que a diminuição da taxa de aplicação aumentou a eficiência de remoção de nitrogênio. Coraucci Filho (1991) registrou que a remoção do NTK decresce com o aumento das taxas aplicadas e da declividade da rampa, tendo alcançado, em seu experimento, a remoção de 80,4% no NTK, para a taxa de aplicação $0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; de valores superiores a 80% no N_{org} , para a taxa $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; e de valores próximos a 50% para N_{am} , para as taxas de $0,15$ a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ utilizadas.

Taxas de aplicação menores proporcionam maior tempo de contato entre a água residuária, o solo e o filme biológico, constituído pelos microrganismos responsáveis pela degradação dos poluentes, formado na superfície do solo e no colo das plantas. Taxas menores devem ser, por esta razão, recomendadas para aplicação de esgoto doméstico submetido a apenas tratamento preliminar, em sistemas de tratamento por escoamento superficial.

Taxas de aplicação maiores proporcionam menor tempo de detenção do esgoto no solo e no filme biológico. Outro fator atuante é que taxas de aplicação

maiores implicam em níveis de saturação do solo mais elevados; e a umidade excessiva nas camadas mais superficiais limita e desequilibra a atividade biológica por dificultar a aeração do solo (Dommergues & Mangenot, 1970).

Nas Tabelas 4 e 5, estão apresentados os modelos linear e exponencial, respectivamente, para as variáveis N_{tot} , N_{am} , N_{nit} , N_{org} e $N-NH_4^+$, para o estágio 1 de remoção de nitrogênio, tendo em vista a indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial. Nas Figuras 5 e 6, estão apresentados graficamente os modelos linear e exponencial, respectivamente, relacionados nas Tabelas 4 e 5, para as variáveis N_{tot} , N_{am} , N_{nit} e N_{org} . Na Figura 7, estão apresentados graficamente os modelos linear e exponencial, respectivamente, relacionados nas Tabelas 4 e 5, para a variável $N-NH_4^+$.

Comparando-se os coeficientes de determinação relacionados nas Tabelas 4 e 5, verifica-se a ocorrência de pequenas discrepâncias entre os valores de r^2 , no modelo linear, e R^2 , no modelo exponencial. Considerando-se que o modelo mais comum para a remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial é exponencial, este deve ser recomendado por manter a coerência com aqueles encontrados na literatura (Abernathy et al., 1985).

Na Tabela 6, estão apresentados os coeficientes para os modelos de remoção de nitrogênio no primeiro estágio.

Embora os coeficientes encontrados por Abernathy et al. (1985) tenham sido obtidos para diferentes comprimento e declividade da rampa de escoamento, diferente tipo de água residuária aplicada e diferentes taxas de aplicação, a Tabela 7 foi elaborada para efeito de comparação com os resultados obtidos neste experimento. Os coeficientes K e K' foram calculados pelas Equações 3 e 4, respectivamente.

Comparando-se os coeficientes do modelo exponencial k e n obtidos neste experimento, para as taxas de aplicação de efluente primário 0,24 a 0,48 $m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, com os

Tabela 4. Equações lineares ajustadas para nitrogênio em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo linear (x em metros)	r ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
N _{tot}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0145 - 0,0636 x$	0,9504	50,87
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0394 - 0,0334 x$	0,8215	26,75
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0642 - 0,0316 x$	0,7284	25,25
N _{am}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0341 - 0,0662 x$	0,8796	52,94
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0251 - 0,0279 x$	0,8367	22,30
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0233 - 0,0215 x$	0,8695	17,22
N _{nit}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9962 - 0,0450 x$	0,9071	35,97
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 0,9969 - 0,0367 x$	0,5375	29,37
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9508 - 0,0489 x$	0,8493	39,11
N _{org}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0028 - 0,0814 x$	0,9929	65,12
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0444 - 0,0478 x$	0,9124	38,24
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0471 - 0,0296 x$	0,7145	23,65
N-NH ₄ ⁺	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0212 - 0,0661 x$	0,8151	52,85
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0225 - 0,0355 x$	0,8208	28,38
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0346 - 0,0199 x$	0,6660	15,88

N_{tot} - nitrogênio total; N_{org} - nitrogênio orgânico; N_{am} - nitrogênio amoniacal; N-NH₄⁺ - nitrogênio na forma do íon amônio; N_{nit} - nitrogênio nítrico.

Tabela 5. Equações exponenciais ajustadas para nitrogênio em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo exponencial (x em metros)	R ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
N _{tot}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0188 \exp(-0,0750 x)$	0,9187	45,98
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0405 \exp(-0,0358 x)$	0,7968	25,89
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0669 \exp(-0,0335 x)$	0,7136	25,09
N _{am}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0340 \exp(-0,0744 x)$	0,8240	46,38
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0264 \exp(-0,0299 x)$	0,8204	21,84
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0246 \exp(-0,0229 x)$	0,8570	17,14
N _{nit}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9983 \exp(-0,0521 x)$	0,9022	34,02
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 0,9955 \exp(-0,0407 x)$	0,5108	27,64
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9702 \exp(-0,0693 x)$	0,8880	41,28
N _{org}	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0162 \exp(-0,1070 x)$	0,9822	58,43
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0454 \exp(-0,0530 x)$	0,8663	36,13
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0497 \exp(-0,0318 x)$	0,7035	23,60
N-NH ₄ ⁺	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0214 \exp(-0,0761 x)$	0,7659	46,57
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0253 \exp(-0,0395 x)$	0,8047	27,76
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0359 \exp(-0,0209 x)$	0,6612	15,92

N_{tot} - nitrogênio total; N_{org} - nitrogênio orgânico; N_{am} - nitrogênio amoniacal; N-NH₄⁺ - nitrogênio na forma do íon amônio; N_{nit} - nitrogênio nítrico.

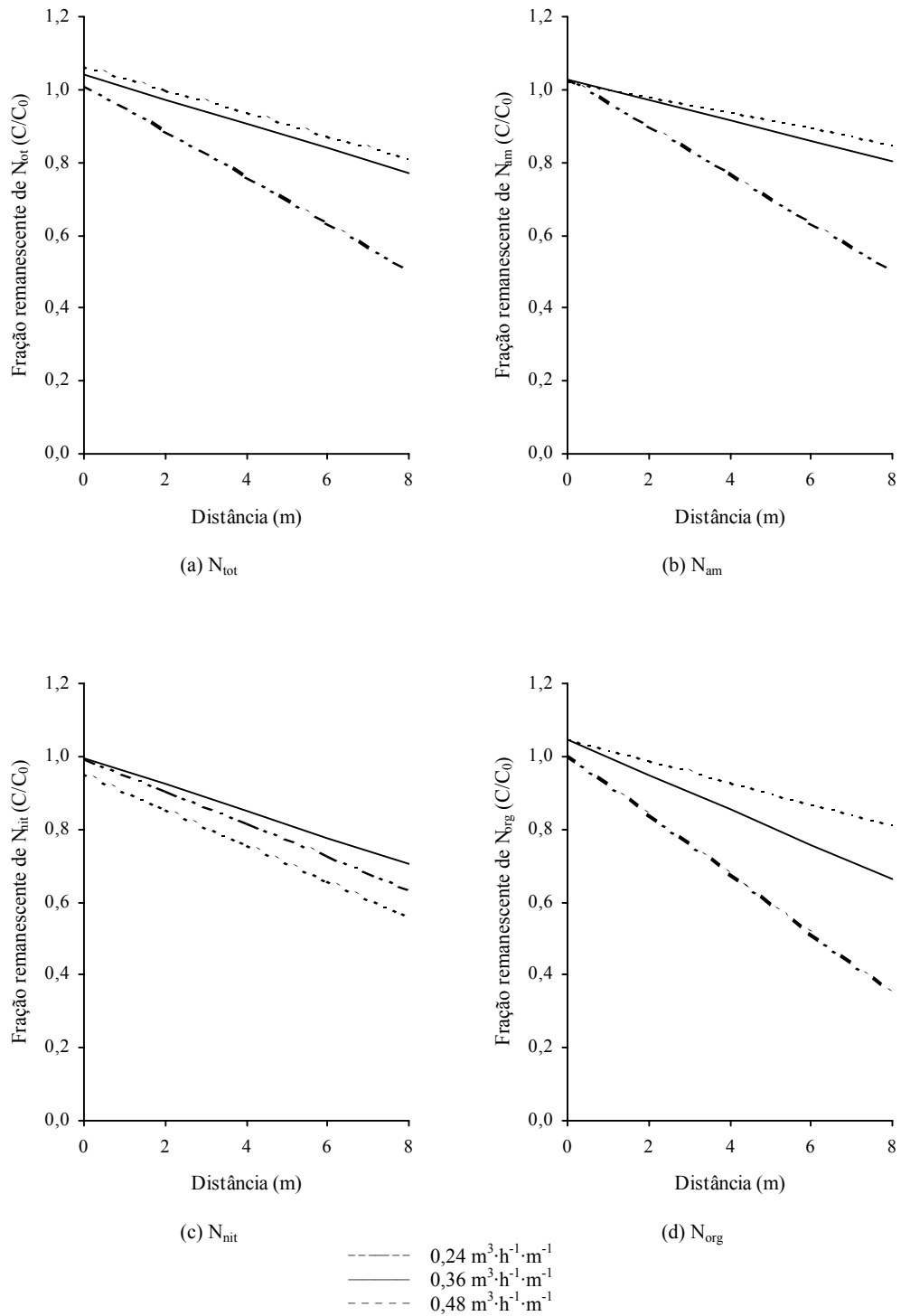


Figura 5. Modelo linear para fração remanescente de (a) nitrogênio total (N_{tot}), (b) nitrogênio amoniacal (N_{am}), (c) nitrogênio nítrico (N_{nit}) e (d) nitrogênio orgânico (N_{org}), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

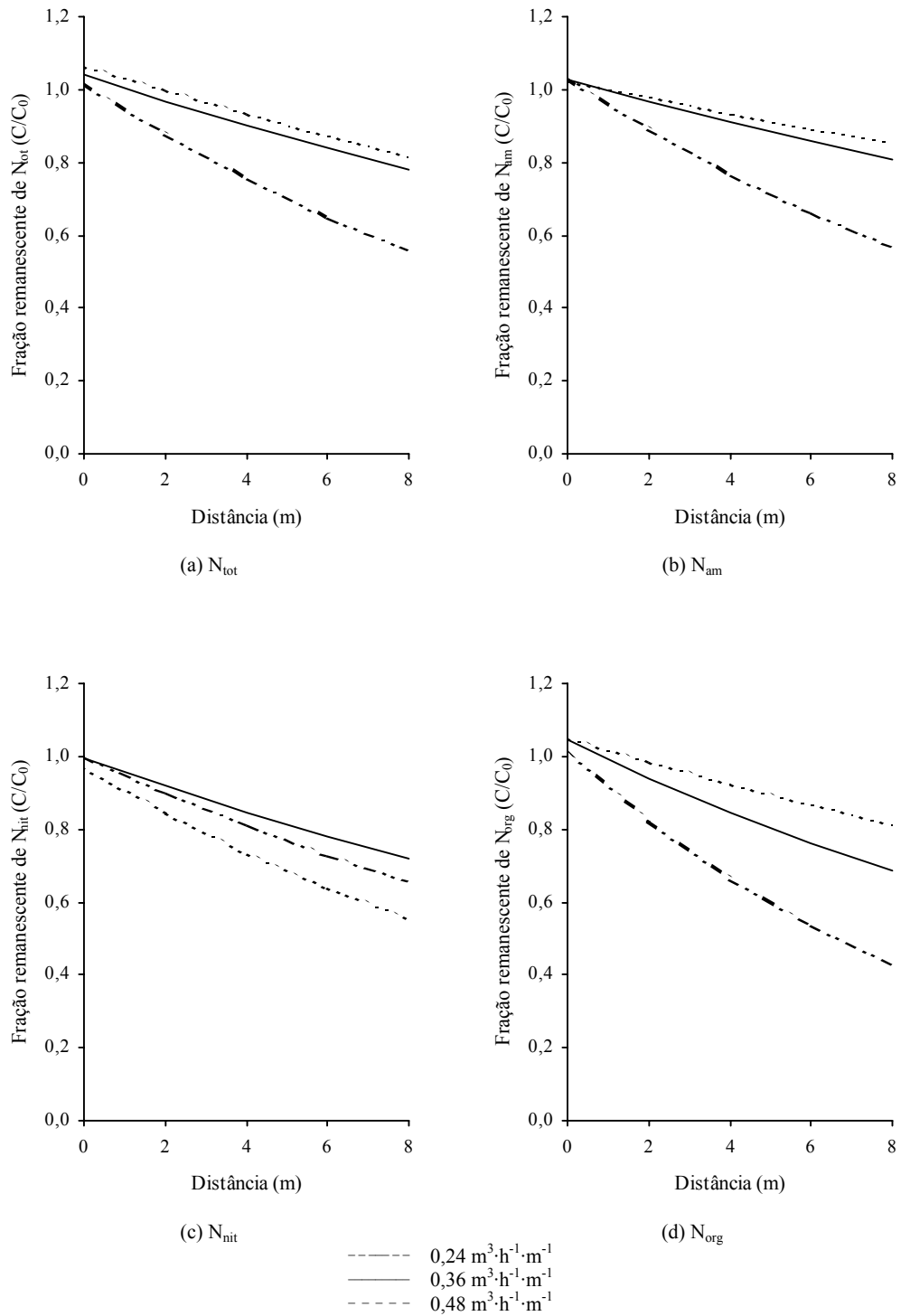


Figura 6. Modelo exponencial para fração remanescente de (a) nitrogênio total (N_{tot}), (b) nitrogênio amoniacal (N_{am}), (c) nitrogênio nítrico (N_{nit}) e (d) nitrogênio orgânico (N_{org}), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

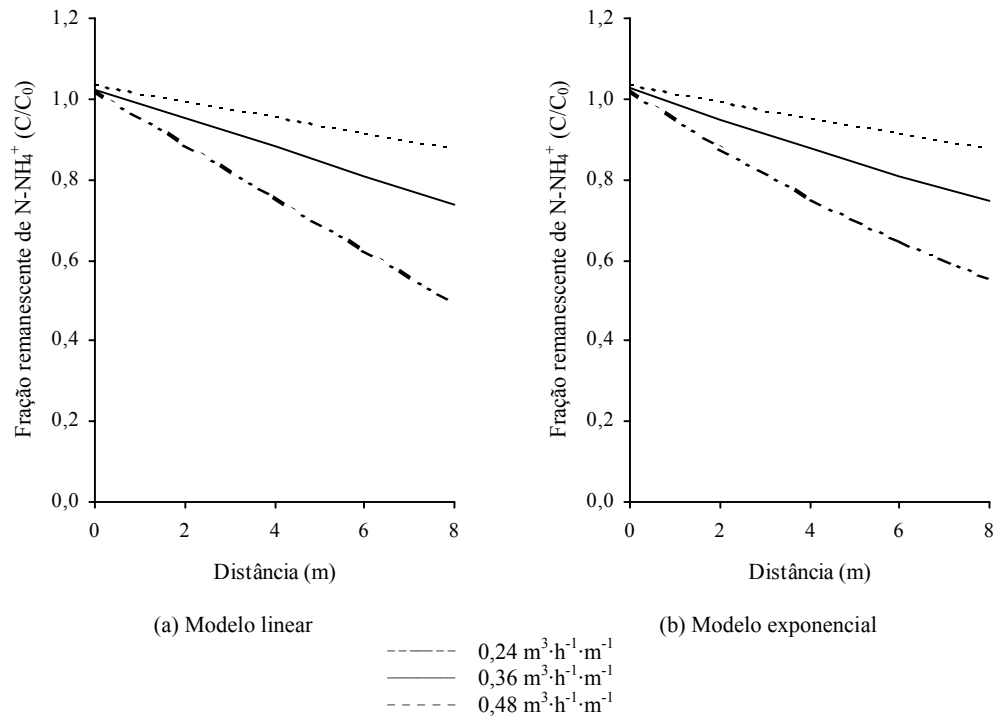


Figura 7. Modelos linear (a) e exponencial (b) para fração remanescente de nitrogênio na forma de amônio (N-NH₄⁺), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

coeficientes k' e n' sugeridos por Abernathy et al. (1985), para taxas de aplicação de efluente bruto 0,21 a 0,45 m³·h⁻¹·m⁻¹, em rampas com declividade de 4%, verifica-se que os mesmos são diferentes, gerando diferentes valores para K e K' , respectivamente. Maiores coeficientes K e K' proporcionam menores relações C_x/C_0 , portanto, maiores remoções. Assim, os coeficientes K , obtidos neste trabalho, deverão proporcionar maior remoção de nitrogênio do esgoto doméstico do que os coeficientes K' sugeridos por Abernathy et al. (1985).

Tabela 6. Coeficientes dos modelos de remoção de nitrogênio no estágio 1 e respectivos coeficientes de correlação

Variável	Modelo	Coeficientes		r
		k	n	
N _{tot}	Linear	0,0368	0,1335	0,8908
	Exponencial	0,0126	1,2065	0,9384
N _{am}	Linear	0,0309	0,1860	0,9242
	Exponencial	0,0059	1,7365	0,9785
N _{nit}	Linear	0,0443	-0,0163	-0,3157
	Exponencial	0,0774	-0,3441	-0,4493
N _{org}	Linear	0,0411	0,2160	0,9857
	Exponencial	0,0089	1,7475	1,0000
N-NH ₄ ⁺	Linear	0,0322	0,1925	0,9830
	Exponencial	0,0056	1,8505	0,9960

N_{tot} - nitrogênio total; N_{org} - nitrogênio orgânico; N_{am} - nitrogênio amoniacal; N-NH₄⁺ - nitrogênio na forma do íon amônio; N_{nit} - nitrogênio nítrico.

Tabela 7. Coeficientes k e n sugeridos para o modelo exponencial de remoção de nitrogênio com respectivos coeficientes K calculados, para diferentes estágios, tipos de efluente aplicado, declividades da rampa de escoamento e taxas de aplicação

Fonte	Estágio	Tipo de efluente aplicado	Declividade (%)	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Variável	Coeficientes		Equação 3
						k ou k'	n ou n'	
Tese ¹	1	Primário	2	0,24 a 0,48	N _{tot}	0,01255	1,20646	0,07023
					N _{am}	0,00591	1,73648	0,07038
					N-NH ₄ ⁺	0,00558	1,85048	0,07830
Abernathy et al.	2	Bruto	4	0,21 a 0,45	NTK	0,02400	-	0,02400
					N-NH ₃	0,01679	0,28023	0,02505

N_{tot} - nitrogênio total; NTK - nitrogênio total Kjeldahl; N_{am} - nitrogênio amoniacal; N-NH₃ - nitrogênio na forma do íon amônio; N-NH₄⁺ - nitrogênio na forma do íon amônio.

¹ Dados obtidos no presente trabalho.

Remoção do nitrogênio pela planta

Na Tabela 8, está apresentada a remoção de nitrogênio (N) pelo capim-coastcross, a 1 m do início da rampa, no período de 25 de junho a 10 de novembro de 2001 (137 dias de aplicação), nas rampas que receberam diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

Tabela 8. Número de cortes, data, idade, concentrações de nitrogênio e proteína bruta (PB) e remoção do elemento pelo capim-coastcross, em relação à matéria seca (MS), para diferentes taxas de aplicação

Taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)	Cortes	Data	Idade (dias)	N ($\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Proteína Bruta ($\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Remoção ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N)
0,24	1	09/08/01	45	4,127	25,79	20,10
	2	22/09/01	44	3,609	22,56	15,09
	3	09/11/01	48	3,561	22,25	61,69
	Média		-	3,766	23,53	-
	Total		-	-	-	96,88
0,36	1	09/08/01	45	4,335	27,09	42,37
	2	22/09/01	44	3,508	21,93	39,57
	3	09/11/01	48	3,066	19,16	38,60
	Média		-	3,636	22,73	-
	Total		-	-	-	120,53
0,48	1	09/08/01	45	4,428	27,67	23,46
	2	22/09/01	44	3,837	23,98	31,02
	3	09/11/01	48	2,935	18,34	17,16
	Média		-	3,733	23,33	-
	Total		-	-	-	71,63
Testemunha	1	09/08/01	45	2,138	13,36	8,86
	2	22/09/01	44	2,091	13,07	8,93
	3	09/11/01	48	1,781	11,13	9,27
	Média		-	2,003	12,52	-
	Total		-	-	-	27,06

Haddad & Castro (1998) apresentaram uma coletânea de trabalhos envolvendo espécies forrageiras passíveis de serem fenadas e suas características

nutricionais em função da idade de corte. Para o capim-coastcross, registraram conteúdos de nitrogênio de $2,22 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, no corte efetuado aos 40 dias de idade, e $1,86 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, aos 50 dias; e, para proteína bruta (PB), conteúdos de $13,88 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, aos 40 dias, e $11,64 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, aos 50 dias. Considerando a idade de 40 dias, estes valores são 39% inferiores às concentrações médias mais baixas obtidas neste trabalho, correspondendo a $3,636 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ de N e $22,73 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ de PB, para a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$.

Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área com o capim-coastcross e aplicação de esgoto doméstico, verificou concentrações médias de proteína bruta de $18,66 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; de $19,61 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e de $11,00 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a testemunha. Estes valores são 21%, 14% e 12%, respectivamente, inferiores aos valores encontrados neste experimento, correspondendo a $23,53 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; a $22,73 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e a $12,52 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a testemunha.

Queiroz (2000), trabalhando com o capim-coastcross, verificou concentrações médias de PB de $22,08 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob aplicação de água residuária de suinocultura, e de $10,40 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob água da rede de abastecimento.

As concentrações de PB obtidas sob as diferentes taxas de aplicação atenderiam às exigências nutricionais para bovinos de corte, considerando 454 kg de peso vivo (PV) e consumindo cerca de 11 kg de MS, que é de $7,6 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, e também para vacas em lactação, considerando 600 kg de PV, consumindo cerca de 19,6 de MS e produzindo, em média, $20 \text{ kg}\cdot\text{dia}^{-1}$ de leite, que é de $15,0 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Lana, 2000).

Ressalta-se que os teores protéicos registrados neste trabalho são elevados, refletindo o fato de o esgoto doméstico possuir alta concentração de nitrogênio.

Na Figura 8, está apresentada a curva de concentração de nitrogênio na MS do capim-coastcross.

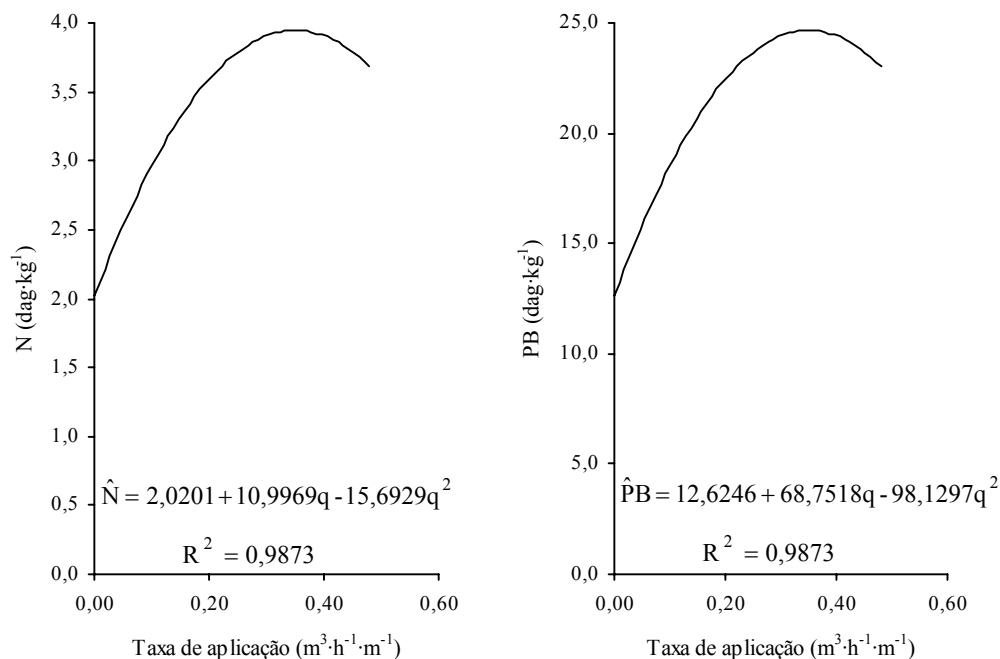


Figura 8. Concentração média de nitrogênio (N) e proteína bruta (PB), na matéria seca (MS) do capim-coastcross, para diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

Pela equação apresentada na Figura 8, observa-se a existência de um ponto de máximo, correspondendo à taxa de aplicação $0,35 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, quando as concentrações estimadas de N e de PB na MS do capim-coastcross são máximas, atingindo os valores de $3,947 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ e $24,667 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectivamente.

CONCLUSÕES

Na avaliação do tratamento de esgoto doméstico em sistemas por escoamento superficial, em até 8 m de rampa, verificou-se que a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência na remoção de nitrogênio (N), tendo alcançado valores de 53,39% para nitrogênio total (N_{tot}); 55,55% para

nitrogênio amoniacal (N_{am}); 68,98% para nitrogênio orgânico (N_{org}); e 55,41% para amônio ($N-NH_4^+$). Para nitrogênio nítrico (N_{nit}), entretanto, a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de N, tendo alcançado o valor de 34,10%.

Os coeficientes obtidos neste experimento, para o estágio 1 do modelo exponencial, para taxas de aplicação de 0,24 a $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de escoamento com declividade de 2%, para efluente primário, foram $k = 0,01255$ e $n = 1,20646$ para N_{tot} , $k = 0,00591$ e $n = 1,73648$ para N_{am} , $k = 0,07736$ e $n = -0,34409$ para N_{nit} , $k = 0,00885$ e $n = 1,74748$ para N_{org} e $k = 0,00558$ e $n = 1,85048$ para $N-NH_4^+$.

Na avaliação do capim-coastcross, em 137 dias, a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ apresentou o maior valor de remoção de nitrogênio pela planta, $120,53 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de N.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), à Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais (COPASA) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio à pesquisa e suporte financeiro.

LITERATURA CITADA

Abernathy, A.R.; Zirschky, J.; Borup, M.B. Overland flow wastewater treatment at Easley, SC. Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF), Washington, vol.57, n.4, p.291-299, 1985.

- Alvarez V., V.H. Manual de análises químicas e físico-químicas de solos. Viçosa: UFV (a ser publicado)
- Bernardes, R.S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. Revista DAE, vol.46, n.145, p.129-148, 1986.
- Campos, J.R. (Coor.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1999. 435p.
- Dommergues, Y.; Mangenot, F. Écologie microbienne du sol. Paris: Masson et Cie, Éditeurs, 1970. 796p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.
- Fonseca, S.P.P. Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim coastercross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.). Viçosa: UFV, 2000. 133p. Dissertação Mestrado
- Haddad, C.M.; Castro, F.G.F. Produção de feno. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p151.
- Kempers, A.J.; Zweers, A. Ammonium determination in soil extracts by salicylate method. Commun. In: Soil Science and Plant Analysis, vol.17, n.7, p.715-723, 1986.
- Lana, R. de P. Sistema Viçosa de formulação de rações. Viçosa: UFV, 2000. 60p.
- Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3rd ed. New York: McGraw-Hill Publishing Company, 1991. 1334p.
- Paganini, W.S. Disposição de esgotos no solo. 2^a ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 232p.
- Queiroz, F.M. Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura. Viçosa: UFV, 2000. 91p. Tese de Mestrado
- Queiroz, F.M.; Matos, A.T.; Pereira, O.G.; Oliveira, R.A. The dry matter yield of forage-grass species in overland flow treatment using swine wastewater. In: Inter-Regional Conference Environment and the Water, 4, 2001, Fortaleza. Proceedings... Fortaleza: ICID-ABID, 2001. (CD Rom)
- Silva, D.J.; Queiroz, A.C. de. Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos. 3^a ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.

- Silva, S.C. da; Passanezi, M.M.; Carnevalli, R.A.; Pedreira, C.G.S.; Fagundes, J.L. Bases para o estabelecimento do manejo de *Cynodon* sp. para pastejo e conservação. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p129.
- Smith, R.G.; Schroeder, E.D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF), Washington, vol.57, n.7, p.785-794, 1985.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA); U.S. Army Corps of Engineers; U.S. Department of Interior; U.S. Department of Agriculture. Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Cincinnati: EPA, 1981.
- Vilela, D.; Alvim, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p23.

ALTERAÇÃO NAS CONCENTRAÇÕES DE SÓDIO, POTÁSSIO, CÁLCIO E MAGNÉSIO NA ÁGUA RESIDUÁRIA, NO SOLO E NO CAPIM-COASTCROSS CULTIVADO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

RESUMO

O sistema de tratamento por escoamento superficial tem recebido especial atenção como forma de dispor resíduos líquidos com produção de biomassa vegetal. Com o objetivo de melhor compreender e quantificar a remoção e a concentração de sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) em faixas de tratamento por escoamento superficial, foram conduzidos ensaios de campo para avaliar o desempenho desses sistemas de tratamento, sob taxas de aplicação de 0,24; 0,36 e 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em rampas de tratamento com 2% de declividade, instaladas na Área Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Verificou-se que, para 8 m do início da rampa, a menor taxa de aplicação (0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) proporcionou a maior taxa de remoção dos nutrientes, tendo alcançado eficiências de 27,11% para Na e 12,34% para K. Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,01004$ e $n = 0,19381$, para Na, e $k = 0,00705$ e $n = 1,06897$, para K. Após a análise de amostras de solos coletadas a 1 m do início da rampa, antes e depois da aplicação do esgoto, observou-se uma tendência de os conteúdos de Na, K e cálcio (Ca) aumentarem, em ambas as camadas C_1 (de 0 a 10 cm) e C_2 (de 50 a 60 cm), sob a taxa de aplicação 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Para o magnésio (Mg), estes aumentos foram verificados na camada C_1 , para a taxa 0,24 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e, na camada C_2 , para a taxa 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. A taxa 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ proporcionou, no período de 137 dias de aplicação de esgoto, os maiores valores de remoções de Na, K, Ca e Mg pelo capim-coastcross.

Palavras-chave: esgoto; escoamento superficial; remoção de sódio, potássio, cálcio e magnésio

ALTERATION OF SODIUM, POTASSIUM, CALCIUM AND MAGNESIUM CONCENTRATIONS IN OVERLAND FLOW SYSTEMS FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT

ABSTRACT

Domestic wastewater must be viewed not only as a waste to be disposed but also as resource of organic matter and macro and micronutrients. The overland flow treatment has received special attention since it utilizes this resource for plant biomass production. In order to evaluate the overland flow treatment efficiency for different application rates: 0.24, 0.36 and 0.48 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of domestic wastewater, in 2% down-slope irrigation strips, an experiment was developed in the Experimental Area of the Agricultural Engineering Department at Federal University of Viçosa. For the biomass production the ‘coastcross’ bermudagrass “*Cynodon dactylon* L.” was used. The highest removal rates for samples collected at 8 m from the beginning of the borders occurred for the application rate of 0.24 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$: 27,11% for sodium (Na) and 12,34% for potassium (K). The coefficients for the stage 1 of the exponential model were $k = 0,01004$ and $n = 0,19381$, for Na and $k = 0,00705$ and $n = 1,06897$, for K. Soils samples were collected at two layers at 1 m from upper end: L_1 (0 to 10 cm) and L_2 (50 to 60 cm). At L_1 and L_2 , the highest increase in Na, K and Ca were detected at the treatment with 0.36 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of application rate, while the highest increase in Mg was detected at the treatment with 0.24 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, for L_1 , and at the treatment with 0.48 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ for L_2 . The treatment with 0.36 $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ of application rate, in 137 days, presented the highest values of Na, K, Ca and Mg removals by the ‘coastcross’ bermudagrass.

Keys words: wastewater; overland flow; sodium, potassium, calcium and magnesium removal

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos, reflexo da perplexidade diante da degradação ambiental em nível mundial, tem levado à elaboração de legislação mais rigorosa, no intuito de proteger a qualidade dos recursos naturais, bem como à criação de órgãos de fiscalização, cada vez mais atuantes. Procurando adequar-se a essa nova política, as empresas vêm buscando tecnologias de menor custo que minimizem os efeitos negativos de suas atividades, ou seja, que reduzam as formas de degradação e poluição ocasionadas pelo lançamento, sem tratamento adequado, de efluentes líquidos e gasosos e resíduos sólidos no meio ambiente.

O fato de o esgoto doméstico constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais fez com que deixasse de ser visto apenas como um despejo residual e passasse a ser considerado um recurso aproveitável (Metcalf & Eddy, 1991). Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso ganharam impulso, principalmente, aquelas que aumentam a produção de biomassa vegetal, utilizada diretamente na alimentação humana ou animal. Uma das técnicas que tem recebido especial atenção é a de tratamento de esgotos pelo método de escoamento superficial.

O pouco conhecimento gerado sobre parâmetros de dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial, devidamente adaptados para nossas condições climáticas, pode ser responsável pela relativamente pequena expansão da técnica.

Objetivou-se com o presente trabalho determinar os parâmetros de dimensionamento de estação de tratamento de esgoto (ETE) por escoamento superficial, para as condições de solo e clima de Viçosa - MG, bem como avaliar alterações químicas no solo e a capacidade do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), cultivado nas rampas de tratamento, em absorver sódio, potássio, cálcio e magnésio.

REVISÃO DE LITERATURA

Dentre as alterações químicas que podem resultar na perda da permeabilidade do solo, a mais importante é aquela proporcionada pelo íon sódio (Na^+). A adsorção dos íons de Na^+ às partículas do solo pode levar à dispersão coloidal, com o conseqüente bloqueio dos poros do solo, notadamente quando a concentração salina no solo é baixa. Em uma partícula de argila saturada com íons Na^+ adsorvidos, as cargas positivas e negativas estão balanceadas e a espessura da atmosfera iônica é relativamente grande. Assim, as partículas de argila não poderão ficar muito próximas umas das outras, condição que potencializa sua dispersão na solução do solo, vindo a obstruir os poros.

Altas concentrações de Na^+ em solos argilosos, não acompanhadas de concentrações comparativamente elevadas de Ca^{2+} e magnésio (Mg^{2+}), podem provocar a dispersão coloidal e a conseqüente impermeabilização do solo. Por esta razão, para o sucesso do tratamento de águas residuárias por disposição no solo, é preciso que as concentrações desses elementos no solo apresentem-se em proporções equilibradas. Os limites das proporções que tornam viável o tratamento são fixados com base no que se denomina relação de adsorção de sódio (RAS) e calculada pela expressão (Campos, 1999):

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

em que a concentração de íons é dada em $\text{mmol}_c \cdot \text{L}^{-1}$.

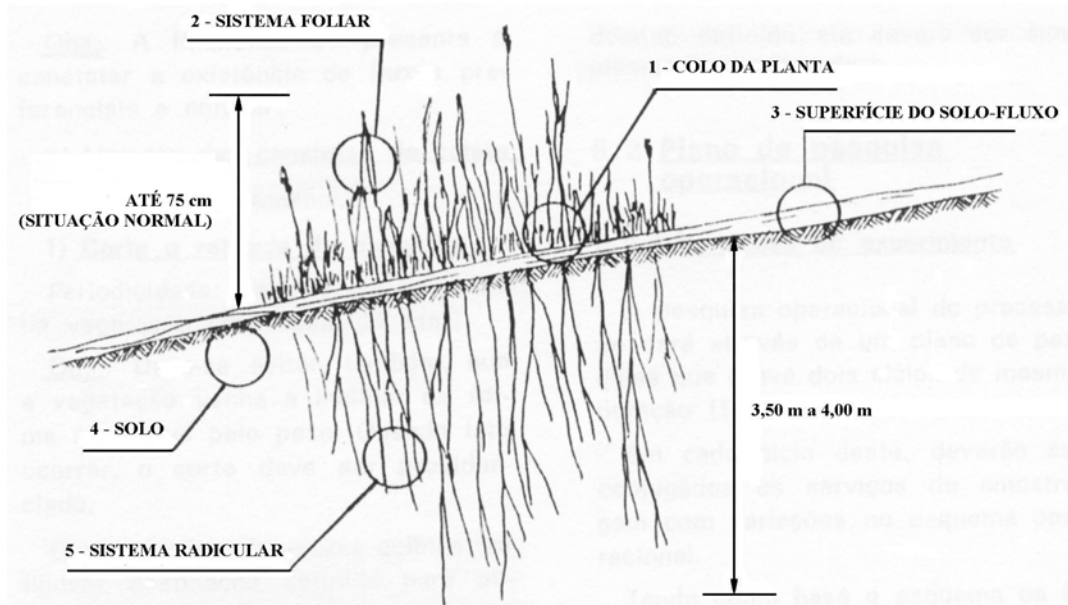
Os riscos de dispersão da argila do solo são maiores quando a água residuária a ser disposta apresentar valores de RAS superiores a 9 ou 10, no caso de o solo ser argiloso. Habitualmente, valores da RAS superiores a 15 são, em geral, inaceitáveis, embora, em alguns solos, sejam alcançados valores maiores, sem problemas (Paganini, 1997).

O íon potássio (K^+) apresenta grande mobilidade, tanto no solo quanto nas plantas. Se, por um lado, ele pode deslocar o Na^+ pela sua maior força iônica, por outro, pode ser também deslocado por outros cátions bivalentes ou monovalentes. Muitos minerais, em meio argiloso, têm uma grande capacidade de fixar o K^+ por substituição isomórfica, no entanto, esse fenômeno é importante apenas ao longo do tempo, com a incorporação do K^+ à estrutura de minerais secundários. A remoção do K^+ no processo de disposição no solo depende fortemente do corte e da remoção da biomassa produzida, sendo essa a mais importante forma de "dreno" encontrado para o cátion no solo.

O íon cálcio (Ca^{2+}) pode estar envolvido numa série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação. No sistema solo-planta da disposição de esgotos, pode-se afirmar que a maior parte da remoção do Ca^{2+} é devida à sua adsorção pela vegetação (Paganini, 1997).

Muitos fatores podem contribuir para a mobilização e subsequente remoção do magnésio aplicado ao solo pelas águas residuárias. Primeiramente, a adição imediata de matéria orgânica (MO) decomponível ao solo facilita a redução de óxidos de magnésio insolúveis, disponibilizando cátions bivalentes mais móveis. Em seguida, ligantes orgânicos podem formar complexos solúveis móveis com magnésio bivalente. Na seqüência, os outros cátions aduzidos no esgoto tenderão a repor o magnésio trocável. Na lixiviação local, esses três fatores irão facilitar a remoção do magnésio no perfil do solo. Se o elemento persiste no solo e a sua reposição, por meio da disposição dos esgotos, não for suficiente, o sistema solo-planta pode tornar-se deficiente em magnésio, podendo vir a causar problemas ao desenvolvimento de culturas sensíveis à deficiência deste elemento.

Segundo Abernathy et al. (1985), o modelo mais comumente encontrado na literatura para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial utiliza o comprimento da rampa de escoamento como única variável independente. Durante o escoamento, ocorre o contato entre a superfície do filme biológico e a água residuária (Figura 1).



Fonte: Terada et al. 1985.

Figura 1. Elementos atuantes no tratamento por disposição no solo pelo método de escoamento superficial.

Espera-se que o tempo de contato e o desempenho do sistema de tratamento estejam diretamente relacionados e que aumentos no tempo de contato proporcionem maior eficiência do tratamento na remoção de solutos. Entretanto, uma relação para simular o tempo de detenção do líquido em uma rampa de escoamento superficial, baseada em suas características físicas e operacionais tais como declividade, distância de escoamento e taxa de aplicação, não está disponível, sendo o comprimento da rampa, constante e facilmente medido, usado como referencial para o tempo de contato entre a água residuária e o filme biológico.

Smith & Schroeder (1985), baseados em resultados de estudo piloto, concluíram que a remoção do material orgânico do efluente primário poderia ser descrita por um modelo com dois estágios em função apenas do comprimento da rampa (x) e da taxa de aplicação (q). O estágio 1 do modelo é aplicado aos

primeiros 6 a 10 m do comprimento da rampa, onde a taxa de remoção orgânica é maior, sendo o estágio 2 do modelo aplicado para o restante da rampa. Assim:

$$\text{Estágio 1 (} x < 9 \text{ m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A \exp(-K x) \quad (2)$$

$$\text{Estágio 2 (} x > 9 \text{ m):} \quad \frac{C_x}{C_0} = A' \exp(-K' x) \quad (3)$$

em que,

C_x = concentração de DBO_5 à distância x na rampa de escoamento ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

C_0 = concentração de DBO_5 no início da rampa de escoamento ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

A, A' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente;

K, K' = coeficientes de ajuste determinados empiricamente; e

x = distância na rampa de escoamento (m).

Smith & Schroeder (1985), ainda no estudo piloto, concluíram que os coeficientes K e K' nas equações 2 e 3 variaram como uma função da taxa de aplicação q , de acordo com as seguintes equações:

$$\text{Estágio 1 (} x < 9 \text{ m):} \quad K = \frac{k}{q^n} \quad (4)$$

$$\text{Estágio 2 (} x > 9 \text{ m):} \quad K' = \frac{k'}{q^{n'}} \quad (5)$$

em que,

k, k' = coeficientes determinados empiricamente ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$);

q = taxa de aplicação ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ de largura da rampa); e

n, n' = coeficientes determinados empiricamente.

De acordo com Smith & Schroeder (1985), a provável razão para a observação de duas taxas distintas para a remoção orgânica, tomando-se por base

o comprimento da rampa de escoamento superficial, é que a MO sedimentável é prontamente removida nos primeiros metros, deixando o material orgânico coloidal e solúvel para ser removido, em menor taxa, por adsorção e, posteriormente, por assimilação bacteriana, no comprimento restante da rampa.

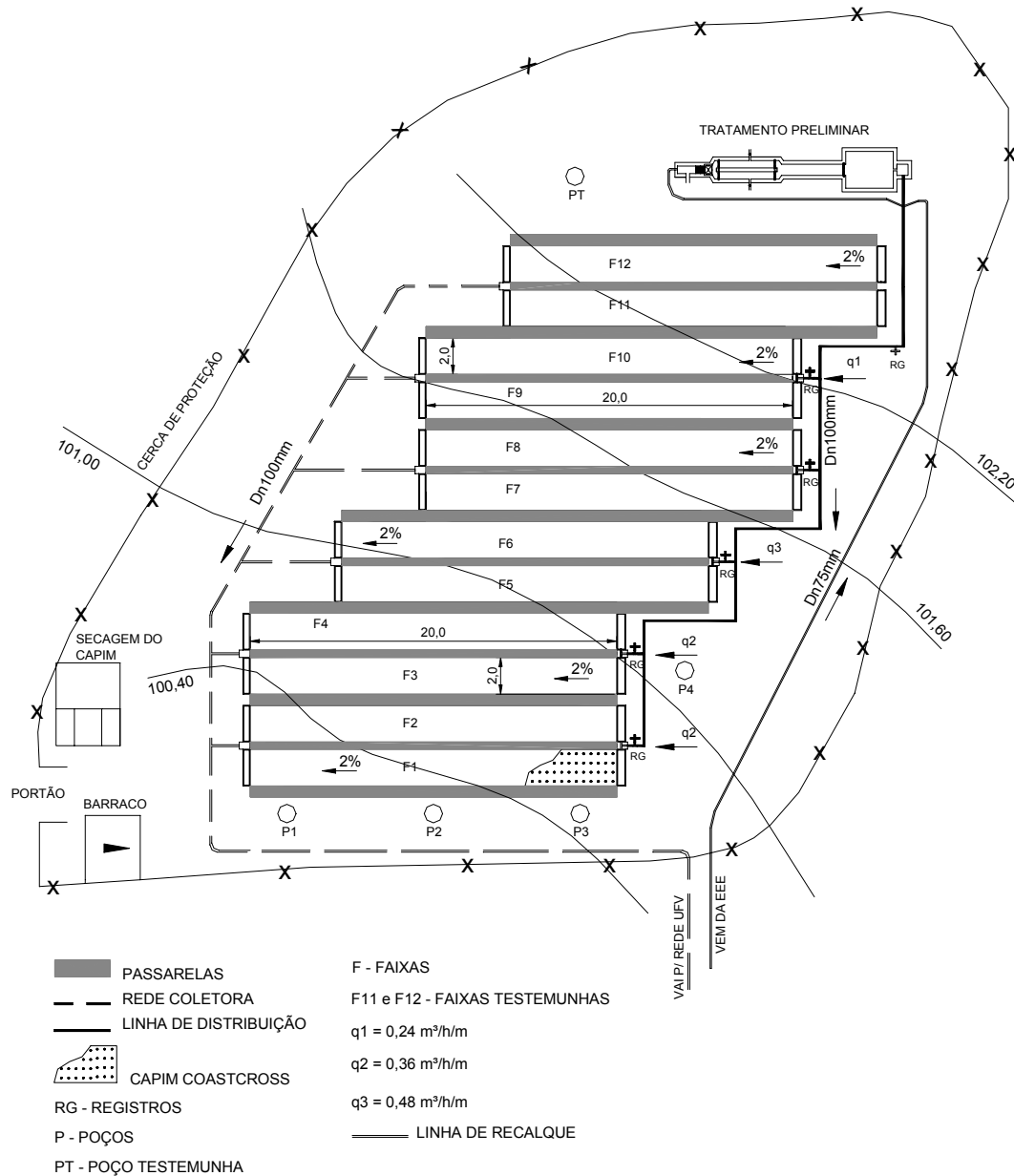
MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho de campo foi realizado no período de julho a novembro de 2001, utilizando-se o método de escoamento superficial, na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EeTE), localizada na UFV, em Viçosa, MG, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20°45'14" S e longitude 42°52'53" W, altitude média de 648,74 m acima do nível do mar.

O esgoto doméstico era proveniente do conjunto residencial Condomínio Bosque do Acamari, constituído por 136 unidades residenciais unifamiliares, situado próximo à UFV, na cidade de Viçosa, Zona da Mata mineira.

Foi construída uma Estação Experimental Elevatória de Esgoto (EeEE), dotada de duas bombas submersíveis de 1,0 cv, sendo uma reserva, com vazão de 1,86 L·s⁻¹ e altura manométrica de 14 mca, para recalcar o esgoto por meio de 430 m de emissário em policloreto de vinila (PVC), diâmetro nominal de 75 mm, até a EeTE (Fonseca, 2000).

A EeTE, com área total de 700 m² (Figura 2), consistiu de tratamentos primário e secundário (Figuras 1A a 3A e 4A e 5A do Apêndice, respectivamente). O tratamento preliminar foi composto por gradeamento, desarenação, canal para realização de medição de vazão em vertedouro de seção triangular com ângulo de 90° e tanque de equalização de 1 m³, onde o esgoto foi misturado por uma hélice acionada por motor de 2,0 cv de 3.500 rpm. O tratamento biológico (secundário) foi efetuado no solo em uma área dividida em seis planos de sistematização, cada um com duas rampas de 2 m de largura, 20 m



Fonte: Adaptado Fonseca 2000.

Figura 2. Croqui da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto.

de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.).

Foram utilizadas três taxas de aplicação de esgoto: 0,24; 0,36 e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. As taxas de 0,24 e $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ foram aplicadas em rampas de tratamento duplicadas, enquanto a taxa de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ foi aplicada em apenas

uma rampa de tratamento. O esgoto foi distribuído com uso de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm e extensão total de 50 m. O controle da vazão foi feito, para o ajuste preliminar, com o emprego de registros de gaveta de 100 mm, instalados na entrada de cada plano de sistematização, e, para o ajuste fino, com torneiras instaladas na entrada de cada rampa.

Foram construídas canaletas de concreto no início de cada rampa, para uniformizar a aplicação do efluente do tratamento preliminar, e no final, para recolhimento do escoamento superficial e sua condução por meio de tubos em PVC, diâmetro nominal de 100 mm, para a rede de esgoto da UFV.

O sistema de tratamento de esgoto operou com um período de aplicação de $8 \text{ h}\cdot\text{dia}^{-1}$ e uma frequência de aplicação de $5 \text{ dias}\cdot\text{semana}^{-1}$, estabelecendo-se descanso aos sábados, domingos e feriados.

Amostras do esgoto foram coletadas com seringas descartáveis de 20 mL na entrada do tratamento biológico (secundário), ou seja, no início de cada rampa e ao longo desta, nas distâncias de 2, 4, 6, 8 e 10 m, sendo feitas três coletas de 100 mL em cada ponto, gerando, assim, amostras compostas, em cada dia de coleta. Em geral, as coletas foram realizadas quinzenalmente, às terças ou quartas-feiras, no intervalo de 9 às 15 h, correspondentes aos dias e horários de maior concentração de carga orgânica no esgoto doméstico (Fonseca, 2000).

Nas Tabelas 1 e 2, estão apresentados, respectivamente, os dados meteorológicos diários e mensais, obtidos durante o período de monitoramento da EeTE.

As análises do esgoto foram efetuadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, sendo o sódio (Na) e o potássio (K) analisados pelo método do fotômetro de chama, conforme metodologia descrita em 3500-Na D e 3500-K D, respectivamente, em "Standard Methods" (APHA; AWWA; WEF, 1992).

As análises foram realizadas em número de duas replicatas para cada ponto, cuja média determinou a concentração característica para o referido ponto.

Tabela 1. Dados meteorológicos dos dias em que houve coleta de amostras do esgoto em escoamento nas rampas de tratamento da EeTE

Data de coleta	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
04/07/01	15,3	75	9,9	939,3	0,0	2,4
17/07/01	14,2	80	10,5	940,2	0,0	3,0
31/07/01	16,5	72	8,5	944,0	0,0	3,7
14/08/01	17,3	74	10,7	943,3	0,0	4,0
29/08/01	19,7	85	7,5	925,8	0,0	3,2
12/09/01	16,3	93	0,0	938,9	0,0	5,2
25/09/01	20,9	69	4,8	936,7	0,0	3,7
23/10/01	21,7	69	12,3	935,2	6,5	2,2
07/11/01	23,4	75	9,2	937,5	1,5	2,4
21/11/01	20,6	82	2,1	937,8	10,5	1,0

T = temperatura média do ar; P = pressão média; UR = umidade relativa média; Pe = precipitação total; I = insolação total; Ev = evaporação total.

Tabela 2. Dados meteorológicos mensais no período de monitoramento da EeTE

Data	T (°C)	UR (%)	I (h)	P (mb)	Pe (mm)	Ev (mm)
Jul/01	16,8	77,9	205,5	940,1	2,0	90,3
Ago/01	18,3	74,8	244,5	931,9	6,4	105,6
Set/01	19,1	74,1	174,4	938,7	80,0	90,8
Out/01	20,5	74,3	184,1	937,1	153,2	90,7
Nov/01	22,2	81,7	148,1	934,8	231,5	68,4

Neste experimento, adotou-se o modelo de aproximação da distância ao longo do comprimento para descrever a remoção dos nutrientes. As concentrações em cada ponto de amostragem (C) em relação à concentração afluyente (C_0) foram determinadas para cada evento de amostragem (C/C_0). Estes valores foram utilizados para ajustar os parâmetros dos modelos linear e exponencial.

Para efeito de análise estatística, considerou-se o experimento montado no delineamento inteiramente casualizado com tratamentos (distância) e repetições diferentes para cada rampa. Os dados foram analisados para cada rampa por meio de análise de regressão. Os coeficientes de determinação, r^2 , para o modelo linear simples, e R^2 , para o modelo exponencial, foram calculados baseando-se na fórmula: Soma de Quadrados da Regressão dividida pela Soma de Quadrados da Distância, ou seja, SQR/SQD. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software Sistemas para Análises Estatísticas (SAEG) versão 8.0, desenvolvido na UFV.

Os valores de k e n foram determinados por meio de uma regressão linear de $\ln K$ versus $\ln q$ para o modelo exponencial.

O solo da área pertence à classe Podzólico Vermelho-Amarelo câmbico (PVA), de textura argilosa (Fonseca, 2000), atualmente, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999). Para avaliá-lo quanto às alterações em relação ao conteúdo de Na, K, Ca e Mg, ao longo do seu perfil, foram coletadas amostras por ocasião do início e do término do experimento, em duas camadas: de 0 a 10 e de 50 a 60 cm, à distância de 1 m do início da rampa.

As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Análise de Rotina de Solos do Departamento de Solos (DPS) da UFV, sendo Na e K analisados pelo método do fotômetro de chama, utilizando-se extrator Mehlich 1; Ca e Mg, por espectrofotometria de absorção atômica, utilizando-se extrator KCl $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$; a matéria orgânica (MO) calculada a partir da variável carbono orgânico (C_{org}), analisado pelo método Walkley-Black, de acordo com a seguinte relação: $\text{MO} = C_{\text{org}} \times 1,724$; o pH em água relação 1:2,5 determinado com o uso do potenciômetro; e a acidez potencial (H + Al) analisada pelo método titulométrico, utilizando-se extrator acetato de cálcio $0,5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ a pH 7,0 (Alvarez V., s.d.; EMBRAPA, 1997; Silva, 1999). A soma de bases trocáveis (SB) foi calculada de acordo com a fórmula $\text{SB} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$; a capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), $\text{T} = \text{SB} + (\text{H} + \text{Al})$; o índice de saturação de bases (V), $\text{V} = (\text{SB}/\text{T}) \times 100$; o índice de saturação de sódio (ISNa),

$ISNa = (Na^+/T) \times 100$ e a razão de adsorção de sódio (RAS), com o uso da Equação 1.

Para avaliar a forrageira quanto à sua capacidade de remover Na, K, Ca e Mg, foram efetuados três cortes à distância de 1 m do início da rampa, em área de 1 m², com intervalo de aproximadamente 45 dias entre os cortes, totalizando um período de avaliação de 137 dias. As amostras da forrageira para análise foram coletadas com uso de cutelo e, após a sua retirada, o capim restante foi cortado com uso de roçadeira costal e retirado das rampas de escoamento superficial.

As amostras da forrageira foram pesadas em balança semi-analítica com capacidade de 1.500 g, 0,05 g de precisão, no próprio local do experimento, para determinação da produção de matéria verde. Em seguida, o capim foi imediatamente transportado para o Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, onde foi separado em amostras as quais foram pesadas e conduzidas para a Unidade de Beneficiamento de Sementes do Departamento de Fitotecnia (DFT) da UFV, onde foram colocadas em estufa com circulação forçada de ar, sob temperatura de 65°C, por um período de 72 horas, para pré-secagem (Figuras 6A a 8A do Apêndice). Em seguida, estas amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia (DZO) da UFV, onde se procedeu à moagem das mesmas em moinho tipo Willey, guardando-se as amostras em recipientes de vidro para análises posteriores. Aproximadamente 3 g de cada amostra moída foram secas em estufa, a 105°C, para determinação dos valores de Amostra Seca em Estufa (ASE), a fim de se corrigir o teor de matéria seca (MS). Para a análise dos nutrientes, as amostras foram mineralizadas por via úmida, digestão nítrico-perclórico, e as soluções, devidamente diluídas, tiveram suas concentrações de Na e K dosadas por fotometria de chama e de Ca e Mg, por espectrofotometria de absorção atômica, segundo técnicas descritas por Silva & Queiroz (2002).

Torna-se importante ressaltar, como breve histórico, que o presente trabalho foi implantado em área previamente utilizada em experimento desenvolvido com o objetivo de avaliar a aplicação de esgoto bruto de origem

doméstica no solo pelo método de escoamento superficial, como alternativa de tratamento e uso do esgoto na agricultura. Neste trabalho anterior, o sistema foi constituído de unidade de tratamento preliminar e 12 faixas de irrigação cultivadas com o capim-coastcross. Foram testadas as taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Duas faixas irrigadas com água foram utilizadas como testemunha. O período de monitoramento do sistema foi de março a setembro de 1999, o período de aplicação de 8 $\text{h} \cdot \text{dia}^{-1}$ e a frequência de aplicação de 5 $\text{dias} \cdot \text{semana}^{-1}$, com descanso aos sábados e domingos (Fonseca, 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de sódio e potássio na água residuária em escoamento nas rampas de tratamento

Na Tabela 3, estão apresentadas as concentrações e remoções médias de sódio (Na) e potássio (K), no esgoto em escoamento, coletado ao longo das rampas de tratamento. Na Figura 3, estão apresentados os dados coletados e os valores médios, interligados por retas, relacionados na Tabela 3.

A indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial deve-se à operação do sistema por um período de apenas cinco meses, quando a literatura registra um período inicial de aclimatação de 3 a 4 meses (EPA, 1981), o que pode ser considerado reduzido para completa formação do filme biológico. Além disso, as taxas de aplicação podem ter sido mais baixas que o necessário para promover a saturação da camada superficial do solo ao longo do comprimento total da rampa.

Na implantação do sistema de tratamento, em período anterior ao da condução deste experimento, foi construído um dreno aos 10 m de comprimento da rampa. Mesmo depois de executadas obras para lacrar devidamente o mesmo,

Tabela 3. Valores médios de concentração e de remoção de sódio (Na) e potássio (K) do esgoto, para diferentes distâncias percorridas em rampas de tratamento por escoamento superficial e para diferentes taxas de aplicação

Parâmetro	Taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)		Distância (m)					
			0	2	4	6	8	10
Na	0,24	Concentração (mgL^{-1})	54,22	52,01	51,85	50,79	39,52	-
		Remoção (%)	0,00	4,07	4,37	6,32	27,11	-
	0,36	Concentração (mgL^{-1})	58,52	58,33	56,78	57,01	56,88	50,42
		Remoção (%)	0,00	0,32	2,98	2,58	2,81	13,85
	0,48	Concentração (mgL^{-1})	56,97	55,81	55,61	54,10	52,82	50,11
		Remoção (%)	0,00	2,04	2,40	5,04	7,29	12,05
K	0,24	Concentração (mgL^{-1})	8,96	8,91	7,46	4,22	5,12	-
		Remoção (%)	0,00	0,52	16,71	52,94	42,87	-
	0,36	Concentração (mgL^{-1})	9,10	9,79	8,62	8,43	8,63	6,46
		Remoção (%)	0,00	- 7,51	5,31	7,36	5,16	29,00
	0,48	Concentração (mgL^{-1})	9,47	9,69	9,56	8,94	7,28	10,16
		Remoção (%)	0,00	- 2,33	- 0,93	5,61	23,17	- 7,24

o meio da rampa permaneceu como um ponto crítico, em termos de permeabilidade, durante a operação do sistema.

Outro aspecto que dificultou o escoamento superficial foi a existência de caminhos preferenciais de deslocamento da água residuária devido à formação de fissuras no solo argiloso, durante o período em que o sistema de tratamento permaneceu em obras de manutenção, e à possibilidade de ocorrência de escoamento subsuperficial pelo fato de as rampas de tratamento terem sido construídas perpendicularmente às curvas de nível.

Avaliando-se os dados apresentados na Tabela 3, percebe-se uma tendência de a eficiência de remoção de nutrientes aumentar com o comprimento da rampa de escoamento. No entanto, algumas vezes, verificou-se aumento e não decréscimo do nutriente (remoção negativa). Isto ocorreu devido à oscilação da concentração de Na e K no afluente nos diferentes dias de coleta e ao fato de o

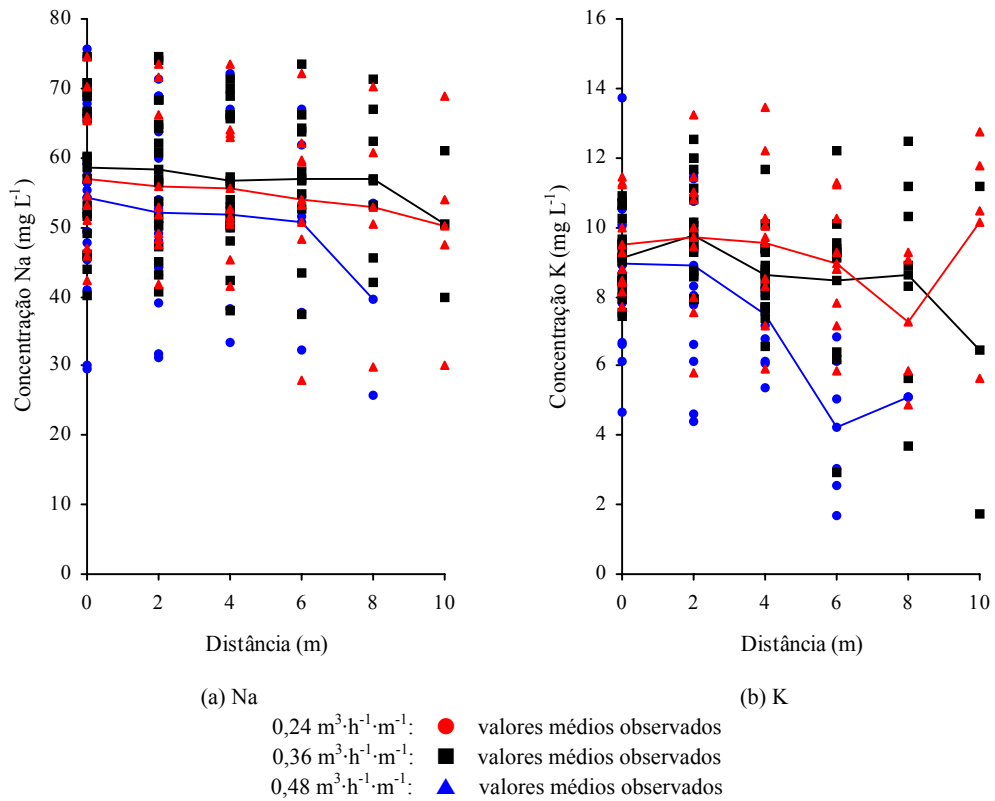


Figura 3. Valores médios observados para concentração de (a) sódio (Na) e (b) potássio (K), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

esgoto, ao escoar sobre a superfície do solo, arrastar consigo: partículas de argila; material orgânico proveniente do filme biológico o qual se desprende da superfície solo-planta; e material vegetal proveniente do corte do capim que, devido às pequenas dimensões, pela utilização do ancinho, não é removido da rampa, permanecendo sobre a mesma enquanto sofre decomposição. A camada de lodo que se acumulou no início da rampa também deve ter contribuído para o aumento das concentrações médias de nutrientes, principalmente aos 2 m. Além disso, depois de atingida a saturação do complexo de troca com íons diversos, os cátions Na⁺ e K⁺, além de não mais serem removidos, passaram a ser

incorporados ao esgoto em escoamento nas rampas, em razão de sua dessorção do complexo de troca do solo, possivelmente deslocado por cátions de maior força iônica, como o Ca e o Mg.

As menores concentrações médias no esgoto em escoamento, aos 8 m do início da rampa, foram obtidas sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, onde os valores alcançados foram de: $39,52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para Na e $5,12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para K, correspondendo às eficiências médias de remoção de 27,11% e 42,87%, respectivamente. Torna-se importante ressaltar que as eficiências encontradas no presente trabalho referem-se à fase inicial do tratamento, correspondente aos primeiros metros de comprimento de rampa, e não à eficiência total do sistema de tratamento.

Tanto para o Na quanto para o K, a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ alcançou a maior taxa de remoção, e as taxas $0,36$ e $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, as menores. Taxas de aplicação menores proporcionam maior tempo de contato entre a água residuária, o solo e o filme biológico, constituído pelos microrganismos responsáveis pela degradação dos poluentes, formado na superfície do solo e no colo das plantas. Taxas menores devem ser, por esta razão, recomendadas para aplicação de esgoto doméstico submetido a apenas tratamento preliminar, em sistemas de tratamento por escoamento superficial. Taxas de aplicação maiores proporcionam menor tempo de detenção do esgoto no solo e no filme biológico. Outro fator atuante é que taxas de aplicação maiores implicam em níveis de saturação do solo mais elevados; e a umidade excessiva nas camadas mais superficiais limita e desequilibra a atividade biológica por dificultar a aeração do solo (Dommergues & Mangenot, 1970).

Nas Tabelas 4 e 5, estão apresentados os modelos linear e exponencial, respectivamente, para as variáveis Na e K, para o estágio 1 de remoção de Na e K, tendo em vista a indisponibilidade de dados a partir dos 10 m de comprimento das rampas de escoamento superficial. Na Figura 4, estão apresentados graficamente os modelos linear e exponencial relacionados nas Tabelas 4 e 5.

Comparando-se os coeficientes de determinação relacionados nas Tabelas 4 e 5, verifica-se a ocorrência de pequenas discrepâncias entre os valores

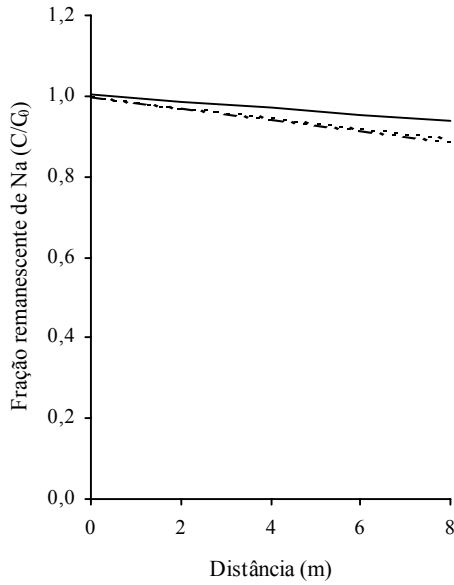
Tabela 4. Equações lineares ajustadas para sódio (Na) e potássio (K) em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo linear (x em metros)	r ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
Na	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9985 - 0,0142 x$	0,7413	11,35
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0027 - 0,0083 x$	0,8430	6,60
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9984 - 0,0129 x$	0,8790	10,31
K	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0228 - 0,0366 x$	0,8964	29,29
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0080 - 0,0091 x$	0,8660	7,25
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0077 - 0,0198 x$	0,8014	15,85

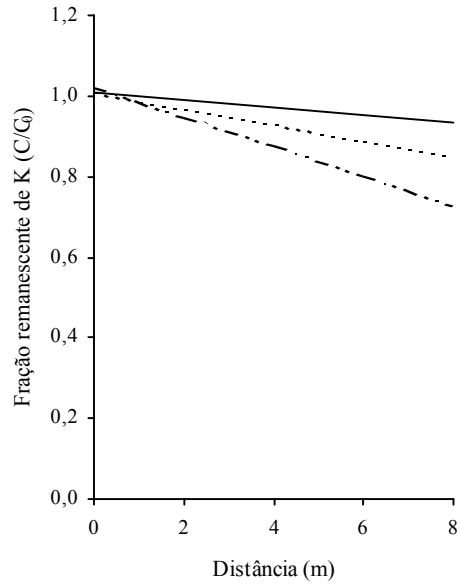
Tabela 5. Equações exponenciais ajustadas para sódio (Na) e potássio (K) em função da distância para as três taxas de aplicação, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas após 8 m de escoamento na rampa

Variável	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Modelo exponencial (x em metros)	R ²	Remoção simulada após 8 m de escoamento na rampa (%)
Na	0,24	$\frac{C}{C_0} = 0,9989 \exp(-0,0148 x)$	0,7392	11,18
	0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0028 \exp(-0,0085 x)$	0,8381	6,56
	0,48	$\frac{C}{C_0} = 0,9994 \exp(-0,0138 x)$	0,8813	10,41
K	0,24	$\frac{C}{C_0} = 1,0229 \exp(-0,0390 x)$	0,8677	27,39

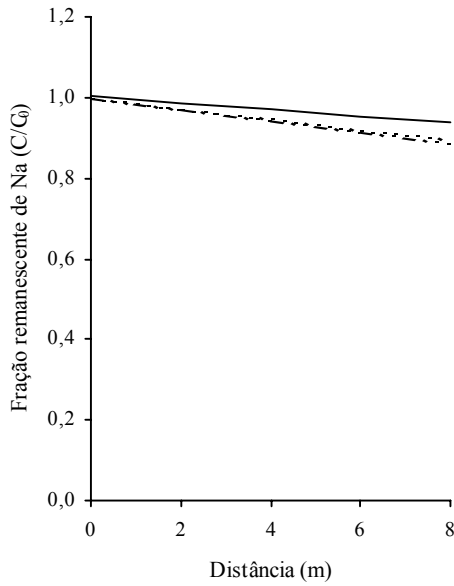
0,36	$\frac{C}{C_0} = 1,0082 \exp(-0,0093 x)$	0,8620	7,21
0,48	$\frac{C}{C_0} = 1,0076 \exp(-0,0209 x)$	0,7832	15,54



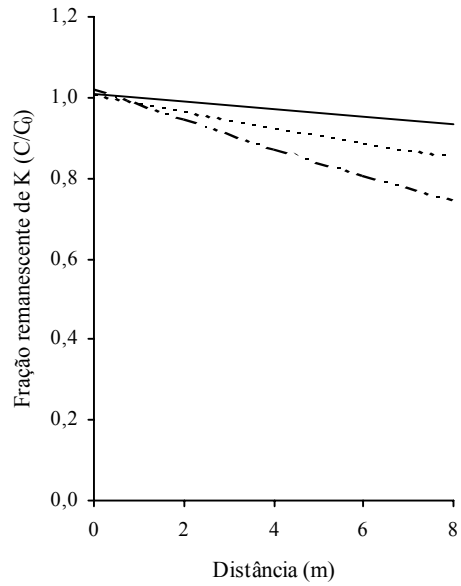
(a) Modelo linear para Na



(b) Modelo linear para K



(c) Modelo exponencial para Na



(d) Modelo exponencial para K

- - - - - $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$
 ————— $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$
 - · - · - $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$

Figura 4. Fração remanescente de sódio (Na) e potássio (K), para os modelos linear (a e b) e exponencial (c e d), em função da distância, para as três taxas de aplicação.

de r^2 , no modelo linear, e R^2 , no modelo exponencial. Considerando-se que o modelo mais comum para a remoção de nutrientes em sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial é exponencial, este deve ser recomendado.

Na Tabela 6, estão apresentados os coeficientes para os modelos de remoção de Na e K no estágio 1.

Tabela 6. Coeficientes dos modelos de remoção de sódio (Na) e potássio (K) no estágio 1 e respectivos coeficientes de correlação

Variável	Modelo	Coeficientes		r
		k	n	
Na	Linear	0,0117	0,0054	0,2086
	Exponencial	0,0100	0,1938	0,2214
K	Linear	0,0201	0,0700	0,6048
	Exponencial	0,0070	1,0690	0,5171

Alteração na concentração de sódio, potássio, cálcio e magnésio no solo no início das rampas de tratamento

Na Tabela 7, estão apresentados os dados indicativos da alteração da concentração de Na, K, Ca, Mg, matéria orgânica (MO), pH em água, acidez potencial (H + Al), soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), índice de saturação de bases (V), índice de saturação de sódio (ISNa) e razão de adsorção de sódio (RAS), no solo, a 1 m do início das rampas de tratamento, antes e depois do período de operação da EeTE, para as camadas de 0 a 10 cm (C_1) e de 50 a 60 cm (C_2).

Na Tabela 8, estão apresentadas as classes de interpretação de fertilidade do solo para alguns índices.

Tabela 7. Alteração nas características químicas do solo, nas camadas de 0 a 10 cm e de 50 a 60 cm, antes e depois da aplicação de esgoto doméstico, no início das rampas de tratamento por escoamento superficial, para diferentes taxas de aplicação

Variável	Camada	Taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)							
		0,24		0,36		0,48		Testemunha	
		Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
Na ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	12,90	26,40	10,40	22,40	14,90	24,90	4,90	7,90
	C ₂	10,40	24,40	5,90	20,40	6,90	21,90	2,90	6,40
K ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	20,50	22,50	22,50	28,50	32,00	18,00	60,50	27,50
	C ₂	25,00	19,50	19,50	32,00	20,00	30,00	13,00	16,00
Ca ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	2,12	2,13	1,93	2,51	2,60	1,79	1,41	1,54
	C ₂	1,15	1,10	0,75	1,08	0,75	1,07	0,44	0,96
Mg ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	0,40	2,62	0,44	0,61	0,60	0,35	0,47	2,18
	C ₂	0,28	0,93	0,22	0,33	0,29	3,76	0,31	0,78
MO ($\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$)	C ₁	5,24	2,26	4,74	2,64	5,21	2,26	2,58	2,23
	C ₂	1,86	2,04	1,45	1,32	1,51	2,39	1,04	2,07
pH (H ₂ O)	C ₁	5,60	5,72	5,60	5,87	5,60	5,30	5,50	5,55
	C ₂	5,35	5,46	5,45	5,42	5,50	5,49	5,35	5,40
H + Al ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	4,15	3,70	3,30	3,40	4,30	3,20	3,45	3,05
	C ₂	2,80	2,15	1,85	2,50	2,00	1,80	1,15	1,85
SB ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	2,62	4,92	2,46	3,28	3,35	2,29	2,05	3,81
	C ₂	1,53	2,18	1,04	1,57	1,12	5,00	0,79	1,80
T ($\text{cmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$)	C ₁	6,77	8,62	5,76	6,68	7,65	5,49	5,50	6,86
	C ₂	4,33	4,33	2,89	4,07	3,12	6,80	1,94	3,65
V (%)	C ₁	38,75	53,72	42,82	48,88	43,77	41,76	37,21	53,36
	C ₂	35,10	50,01	35,97	38,56	35,92	73,54	40,63	49,13
ISNa (%)	C ₁	0,83	1,34	0,78	1,47	0,85	1,97	0,38	0,50
	C ₂	1,03	2,42	0,89	2,19	0,96	1,40	0,66	0,77
RAS	C ₁	0,16	0,24	0,13	0,25	0,16	0,33	0,07	0,08
	C ₂	0,17	0,33	0,12	0,34	0,13	0,19	0,07	0,09

Na e K - Extrator Mehlich 1; T = Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; Ca e Mg - Extrator KCl $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$; V = Índice de Saturação de Bases; MO = Matéria Orgânica - MO = $C_{\text{org}} \times 1,724$ - Walkley-Black; ISNa = Índice de Saturação de Sódio; pH em água - Relação 1:2,5;

RAS = Razão de Adsorção de Sódio; H + Al - Extrator acetato de cálcio $0,5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ a pH 7,0;
C₁ = camada de 0 a 10 cm; SB = Soma de Bases Trocáveis; C₂ = camada de 50 a 60 cm.

Tabela 8. Classes de interpretação de fertilidade do solo para a matéria orgânica e para o complexo de troca catiônica

Característica	Unidade ^{1/}	Classificação				
		Muito baixo	Baixo	Médio ^{2/}	Bom	Muito bom
Carbono orgânico (CO) ^{3/}	dag·kg ⁻¹	≤ 0,40	0,41 - 1,16	1,17 - 2,32	2,33 - 4,06	> 4,06
Matéria orgânica (MO) ^{3/}	dag·kg ⁻¹	≤ 0,70	0,71 - 2,00	2,01 - 4,00	4,01 - 7,00	> 7,00
Potássio disponível (K) ^{4/}	mg·dm ⁻³	≤ 15,0	16 - 40	41 - 70	71 - 120	> 120
Cálcio trocável (Ca ²⁺) ^{5/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 0,40	0,41 - 1,20	1,21 - 2,40	2,41 - 4,00	> 4,0
Magnésio trocável (Mg ²⁺) ^{5/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 0,15	0,16 - 0,45	0,46 - 0,90	0,91 - 1,50	> 1,50
Acidez trocável (Al ³⁺) ^{5/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 0,20	0,21 - 0,50	0,51 - 1,00	1,01 - 2,00 ^{12/}	> 2,00 ^{12/}
Soma de bases (SB) ^{6/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 0,60	0,61 - 1,80	1,81 - 3,60	3,61 - 6,00	> 6,00
Acidez potencial (H+Al) ^{7/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 1,00	1,01 - 2,50	2,51 - 5,00	5,01 - 9,00 ^{12/}	> 9,00 ^{12/}
CTC efetiva (t) ^{8/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 0,80	0,81 - 2,30	2,31 - 4,60	4,61 - 8,00	> 8,00
CTC pH 7 (T) ^{9/}	cmol _c ·dm ⁻³	≤ 1,60	1,61 - 4,30	4,31 - 8,60	8,61 - 15,00	> 15,00
Saturação por Al ³⁺ (m) ^{10/}	%	≤ 15,0	15,1 - 30,0	30,1 - 50,0	50,1 - 75,0 ^{12/}	> 75,0 ^{12/}
Saturação por bases (V) ^{11/}	%	≤ 20,0	20,1 - 40,0	40,1 - 60,0	60,1 - 80,0	> 80,0

^{1/} dag·kg⁻¹ = % (m·m⁻¹); cmol_c·dm⁻³ = meq·100 cm³; ^{8/} t = SB + Al³⁺; ^{2/} O limite superior desta classe indica o nível crítico; ^{3/} Método Walkley & Black; MO = 1,724 × CO
^{4/} Método Mehlich-1; ^{5/} Método KCl 1 mol·L⁻¹; ^{6/} SB = Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺ + Na⁺; ^{7/} H + Al, Método Ca(OAc)₂ 0,5 mol·L⁻¹, pH 7; ^{9/} T = SB + (H + Al); ^{10/} m = 100 Al³⁺·t⁻¹;
^{11/} V = 100 SB·T⁻¹; ^{12/} A interpretação destas características, nestas classes, deve ser alta e muito alta em lugar de bom e muito bom.

Fonte: Ribeiro et al. (1999).

As menores concentrações nas amostras de solo coletadas na área testemunha devem-se ao fato de que as outras áreas compreendidas pelas rampas de aplicação de esgoto doméstico já haviam sido utilizadas em experimento anterior com aplicação da mesma água residuária. A área testemunha não recebeu nenhum esgoto previamente.

Avaliando-se o conteúdo de Na, observou-se aumento na sua concentração com a aplicação de esgoto doméstico, em ambas as camadas avaliadas, para todas as taxas de aplicação e para a testemunha, que não recebeu esgoto. Os maiores aumentos, verificados nas camadas C₁ e C₂, foram obtidos sob a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, correspondendo a 54% e 71%, respectivamente. Comparando-se o conteúdo de Na ao longo do perfil do solo, observa-se que as concentrações, na camada C₂, permaneceram inferiores em relação à camada C₁.

Avaliando-se o conteúdo de K, observou-se tendência de aumento na sua concentração com a aplicação de esgoto doméstico, em ambas as camadas avaliadas. Os maiores aumentos, verificados nas camadas C₁ e C₂, foram obtidos sob a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, correspondendo a 21% e 39%, respectivamente. Comparando-se o conteúdo de K ao longo do perfil do solo, observa-se tendência de as concentrações, na camada C₂, serem inferiores às obtidas na camada C₁. Fonseca (2000) registrou aumento no conteúdo de K, com a aplicação de esgoto doméstico, em todas as camadas avaliadas (de 0 a 10 cm, de 20 a 30 cm e de 50 a 60 cm), para ambas as taxas de aplicação (0,24 e 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹). Os maiores aumentos, verificados nas camadas de 0 a 10 cm e de 50 a 60 cm, foram obtidos sob a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, correspondendo a 14% e 29%, respectivamente. Entretanto, a autora observou que as concentrações de K, na camada de 50 a 60 cm, foram superiores às obtidas na camada de 0 a 10 cm, indicando o acúmulo deste elemento, atribuindo esta observação ao fato de o esgoto aplicado ter promovido a lixiviação do K, um cátion de grande mobilidade no solo.

Comparando-se os dados apresentados na Tabela 7 com as informações presentes na Tabela 8, observou-se que as concentrações de K tenderam a

permanecer classificadas como baixas nas camadas C_1 e C_2 , indicando a não ocorrência de grandes alterações no teor deste elemento com a aplicação de esgoto doméstico.

Avaliando-se o conteúdo de Ca, observou-se tendência de aumento na sua concentração com a aplicação de esgoto doméstico, em ambas as camadas avaliadas. Os maiores aumentos, verificados nas camadas C_1 e C_2 , foram obtidos sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 23% e 31%, respectivamente. Comparando-se o conteúdo de Ca ao longo do perfil do solo, observa-se que as concentrações, na camada C_2 , permaneceram inferiores às obtidas na camada C_1 . Fonseca (2000) registrou, igualmente, um aumento no conteúdo de Ca, com a aplicação de esgoto doméstico, em todas as camadas avaliadas (de 0 a 10 cm, de 20 a 30 cm e de 50 a 60 cm), para ambas as taxas de aplicação ($0,24$ e $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$). Os maiores aumentos, verificados nas camadas de 0 a 10 cm e de 50 a 60 cm, foram obtidos sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 22% e 18%, respectivamente. A autora observou que as concentrações de Ca, na camada de 50 a 60 cm, foram inferiores às obtidas na camada de 0 a 10 cm, atribuindo esta observação ao fato de o Ca ser um cátion de mobilidade mediana no solo.

Comparando-se os dados apresentados na Tabela 7 com as informações presentes na Tabela 8, observou-se que as concentrações de Ca tenderam a permanecer classificadas como médias na camada C_1 , e como baixas na camada C_2 , indicando a não ocorrência de grandes alterações no teor deste elemento com a aplicação de esgoto doméstico.

Avaliando-se o conteúdo de Mg, observou-se tendência de aumento na sua concentração com a aplicação de esgoto doméstico, em ambas as camadas avaliadas. Os maiores aumentos, verificados na camada C_1 , foram obtidos sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 85%; e, na camada C_2 , sob a taxa $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 92%. Comparando-se o conteúdo de Mg ao longo do perfil do solo, observa-se tendência de as concentrações, na camada C_2 , serem inferiores às obtidas na camada C_1 . Fonseca (2000) registrou, igualmente, uma tendência de aumento no conteúdo de Mg com a aplicação de

esgoto doméstico. Os maiores aumentos, verificados na camada C_1 , foram obtidos sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 45%; e, na camada C_2 , sob a taxa $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 2%. A autora observou tendência de as concentrações de Mg, na camada de 50 a 60 cm, serem inferiores às obtidas na camada de 0 a 10 cm.

Comparando-se os dados apresentados na Tabela 7 com as informações presentes na Tabela 8, observou-se que as concentrações de Mg tenderam de baixas a médias e muito boas na camada C_1 , e de baixas a médias e muito boas na camada C_2 , indicando aumento do teor deste elemento com a aplicação de esgoto doméstico.

Avaliando-se o ISNa, observou-se aumento no seu valor com a aplicação de esgoto doméstico, em ambas as camadas avaliadas, para todas as taxas de aplicação e para a testemunha. Os maiores aumentos, verificados na camada C_1 , foram obtidos sob a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 57%; e, na camada C_2 , sob a taxa $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 59%. Comparando-se a porcentagem do ISNa ao longo do perfil do solo, observou-se tendência de estes valores, na camada C_2 , serem superiores aos obtidos na camada C_1 .

Avaliando-se a RAS, observou-se aumento no seu valor com a aplicação de esgoto doméstico, em ambas as camadas avaliadas, para todas as taxas de aplicação e para a testemunha. Os maiores aumentos, verificados na camada C_1 , foram obtidos sob a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 52%; e, na camada C_2 , sob a taxa $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, correspondendo a 65%. Comparando-se os valores de RAS ao longo do perfil do solo, observou-se tendência de estes valores, na camada C_2 , serem superiores aos obtidos na camada C_1 . O maior valor atingido para a RAS foi de 0,34, na camada C_2 , sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, considerado muito baixo para provocar a dispersão e a conseqüente impermeabilização do solo. Os baixos valores obtidos para a RAS indicam que as concentrações de Na, Ca e Mg no solo apresentaram-se em proporções equilibradas.

O solo da área experimental, classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999), após o experimento, apresentou tendência de

aumento nas cargas negativas, como evidenciado pela alteração observada na capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T), apresentada na Tabela 7. O aumento de T está, aparentemente, associado ao aumento do pH, uma vez que o conteúdo de MO, material sabidamente de alta capacidade de troca catiônica (CTC), diminuiu na camada mais superficial do solo (0 a 10 cm). Solos onde predominam, na fração argila, caulinita e oxidróxidos de ferro e alumínio têm carga pH-dependente, que aumentam com a elevação do pH. Entretanto, como o método de determinação de T é a soma de bases trocáveis (SB) mais a acidez potencial (H + Al), o aumento da concentração de bases no meio, proporcionado pela adição de esgoto, é o principal responsável pelos valores de T obtidos.

O aumento de T na rampa testemunha, por sua vez, pode estar associado à maior humificação do material orgânico presente, proporcionando, com isso, aumento na quantidade de cargas negativas no meio.

Remoção de sódio, potássio, cálcio e magnésio pela planta

Na Tabela 9, está apresentada a remoção de Na, K, Ca e Mg pelo capim-coastcross, a 1 m do início da rampa, no período de 25 de junho a 10 de novembro de 2001 (137 dias de aplicação), nas rampas que receberam diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área com o capim-coastcross e aplicação de esgoto doméstico, verificou concentrações médias de Na de $0,34 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; de $0,33 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e de $0,28 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a testemunha. Estes valores são 66%, 63% e 82%, respectivamente, superiores aos valores encontrados neste experimento, correspondendo a $0,114 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; a $0,122 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e a $0,050 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a testemunha.

Tabela 9. Número de cortes, idade, data, concentrações de sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e respectivas remoções pelo capim-coastcross, em relação à matéria seca (MS), para diferentes taxas de aplicação

Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)	Cortes	Data	Idade (dias)	Na (dag·kg ⁻¹)	Remoção (kg·ha ⁻¹ de Na)	K (dag·kg ⁻¹)	Remoção (kg·ha ⁻¹ de K)	Ca (dag·kg ⁻¹)	Remoção (kg·ha ⁻¹ de Ca)	Mg (dag·kg ⁻¹)	Remoção (kg·ha ⁻¹ de Mg)
0,24	1	09/08/01	45	0,104	0,52	2,77	13,44	0,574	2,85	0,259	1,28
	2	22/09/01	44	0,146	0,63	2,05	8,88	0,629	2,65	0,248	1,05
	3	09/11/01	48	0,091	1,57	2,52	43,69	0,467	8,08	0,224	3,88
	Média		-	0,114	-	2,45	-	0,557	-	0,244	-
	Total		-	-	2,72	-	66,00	-	13,58	-	6,21
0,36	1	09/08/01	45	0,114	1,12	2,57	25,19	0,595	5,77	0,249	2,41
	2	22/09/01	44	0,121	1,34	2,19	24,82	0,433	4,93	0,198	2,26
	3	09/11/01	48	0,131	1,50	1,74	21,71	0,377	4,78	0,200	2,44
	Média		-	0,122	-	2,17	-	0,468	-	0,216	-
	Total		-	-	3,96	-	71,72	-	15,48	-	7,11
0,48	1	09/08/01	45	0,127	0,67	2,10	11,15	0,539	2,85	0,247	1,31
	2	22/09/01	44	0,114	0,93	1,61	13,01	0,235	1,90	0,116	0,93
	3	09/11/01	48	0,102	0,60	1,16	6,76	0,373	2,18	0,172	1,00
	Média		-	0,114	-	1,62	-	0,382	-	0,178	-
	Total		-	-	2,20	-	30,92	-	6,93	-	3,25
Testemunha	1	09/08/01	45	0,056	0,23	1,51	6,27	0,418	1,74	0,186	0,77
	2	22/09/01	44	0,053	0,23	1,54	6,53	0,409	1,77	0,171	0,73
	3	09/11/01	48	0,042	0,22	1,67	8,73	0,369	1,93	0,149	0,78
	Média		-	0,050	-	1,57	-	0,399	-	0,169	-
	Total		-	-	0,68	-	21,52	-	5,43	-	2,28

Queiroz (2000), trabalhando com o capim-coastcross, verificou concentrações médias de Na de $0,05 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob aplicação de água residuária de suinocultura, e de $0,03 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob água da rede de abastecimento.

Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área, trabalhando com o capim-coastcross e aplicação de esgoto doméstico, verificou concentrações médias de K de $2,38 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e de $2,31 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a testemunha. Estes valores são 9% e 32%, respectivamente, superiores aos valores encontrados neste experimento, correspondendo a $2,17 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e a $1,57 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a testemunha. Para a taxa $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, não houve diferença entre os valores encontrados, correspondendo a $2,45 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ em ambos os estudos.

Queiroz (2000), trabalhando com o capim-coastcross, verificou concentrações médias de K de $3,68 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob aplicação de água residuária de suinocultura, e de $2,30 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob água da rede de abastecimento.

Haddad & Castro (1998) apresentaram uma coletânea de trabalhos envolvendo espécies forrageiras passíveis de serem fenadas e suas características nutricionais em função da idade de corte. Para o capim-coastcross, foram encontrados conteúdos de K $1,68 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, no corte efetuado aos 40 dias de idade, e $1,63 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, aos 50 dias. Estes valores não seriam atingidos apenas pela concentração média mais baixa obtida neste trabalho, correspondendo a $1,623 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, para a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$.

Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área, trabalhando com o capim-coastcross e aplicação de esgoto doméstico, verificou concentrações médias de Ca de $0,42 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e de $0,45 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. Estes valores são 25% e apenas 4%, respectivamente, inferiores aos valores encontrados neste experimento, correspondendo a $0,557 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e a $0,468 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. Fonseca (2000) verificou concentrações médias de Ca de $0,41 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ para a testemunha. Este valor é apenas 3% superior ao valor encontrado neste experimento, correspondendo a $0,399 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ para a testemunha.

Queiroz (2000), trabalhando com o capim-coastcross, verificou concentrações médias de Ca de $0,42 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob aplicação de água residuária de suinocultura, e de $0,65 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob água da rede de abastecimento.

Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área, trabalhando com o capim-coastcross e aplicação de esgoto doméstico, verificou concentrações médias de Mg de $0,17 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e de $0,18 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. Estes valores são 30% e 17%, respectivamente, inferiores aos valores encontrados neste experimento, correspondendo a $0,244 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa de aplicação $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$; e a $0,216 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, sob a taxa $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$. Para a testemunha, não houve diferença entre os valores encontrados, correspondendo a $0,17 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$ em ambos os estudos.

Queiroz (2000), trabalhando com o capim-coastcross, verificou a concentração média de Mg de $0,19 \text{ dag}\cdot\text{kg}^{-1}$, não influenciada pelo tipo de água aplicada.

A Tabela 10 foi elaborada para efeito de comparação dos resultados obtidos para concentrações de sódio, cálcio, potássio e magnésio neste experimento com as exigências nutricionais estabelecidas pelo National Research Council - NRC (Lana, 2000).

Analisando-se a concentração de Na apresentada na Tabela 10, verifica-se que o capim produzido sob qualquer taxa de aplicação de esgoto doméstico atenderia às exigências nutricionais para bovinos de corte, porém, não atenderia às exigências nutricionais para vacas em lactação. Analisando-se a concentração de K, verifica-se que o capim produzido sob qualquer taxa de aplicação de esgoto doméstico atenderia às exigências nutricionais para bovinos de corte e vacas em lactação. Analisando-se a concentração de Ca, verifica-se que o capim produzido sob qualquer taxa de aplicação de esgoto doméstico atenderia às exigências nutricionais para bovinos de corte, mas somente o capim produzido sob a taxa $0,24 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ atenderia às exigências nutricionais para vacas em lactação. Analisando-se a concentração de Mg, verifica-se que o capim produzido sob

Tabela 10. Concentrações médias obtidas para sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), no início de rampas de escoamento superficial, cultivadas com o capim-coastcross, em função das taxas de aplicação, comparadas às exigências nutricionais estabelecidas pelo National Research Council (NRC) para bovinos de corte e vacas em lactação

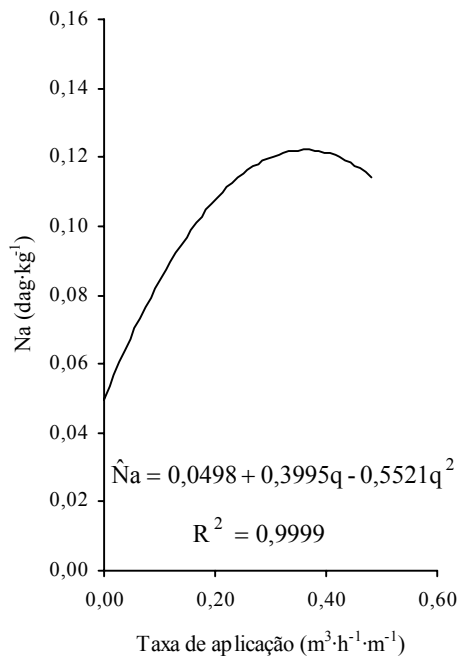
Variável (dag·kg ⁻¹)	Taxa de aplicação (m ³ ·h ⁻¹ ·m ⁻¹)			Testemunha	Bovinos de corte PV*: 454 kg Consumo: 11 kg de MS**	Vacas em lactação PV*: 600 kg Consumo: 19,6 kg de MS** Produção média: 20 kg·dia ⁻¹ de leite
	0,24	0,36	0,48			
Na	0,11	0,12	0,11	0,05	0,10	0,18
K	2,45	2,17	1,62	1,57	0,60	0,90
Ca	0,56	0,47	0,38	0,40	0,23	0,51
Mg	0,24	0,22	0,18	0,17	0,10	0,20

* PV = Peso Vivo; ** MS = Matéria Seca

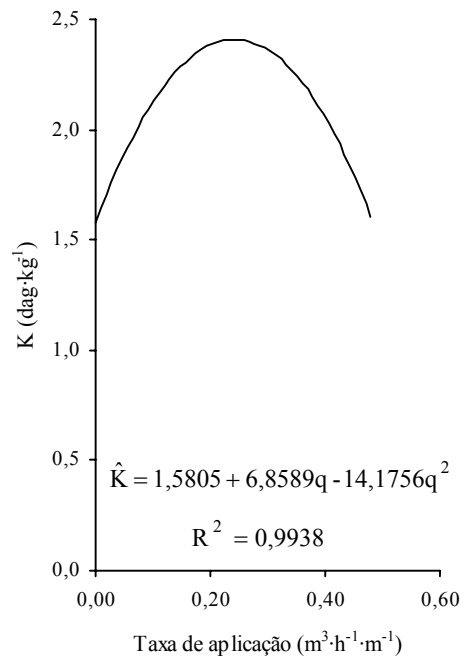
qualquer taxa de aplicação de esgoto doméstico atenderia às exigências nutricionais para bovinos de corte, e somente o capim produzido sob as taxas 0,24 e 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹ atenderia às exigências nutricionais para vacas em lactação.

Na Figura 5, estão apresentadas as curvas de concentração de Na, K, Ca e Mg na MS do capim-coastcross.

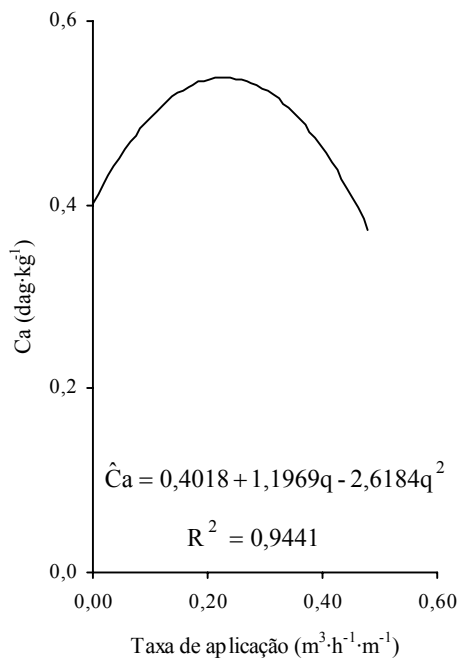
Pelas equações apresentadas na Figura 5, observa-se a existência de um ponto de máximo: para Na, este ponto corresponde à taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, quando a concentração estimada de Na na MS do capim-coastcross é máxima, atingindo o valor de 0,122 dag·kg⁻¹; para K, este ponto corresponde à taxa 0,24 m³·h⁻¹·m⁻¹, quando a concentração estimada de K na MS é máxima, atingindo o valor de 2,41 dag·kg⁻¹; para Ca, este ponto corresponde à taxa 0,23 m³·h⁻¹·m⁻¹, quando a concentração estimada de Ca na MS é máxima, atingindo o valor de 0,539 dag·kg⁻¹; e, para Mg, este ponto corresponde à taxa 0,25 m³·h⁻¹·m⁻¹, quando a concentração estimada de Mg na MS é máxima, atingindo o valor de 0,238 dag·kg⁻¹.



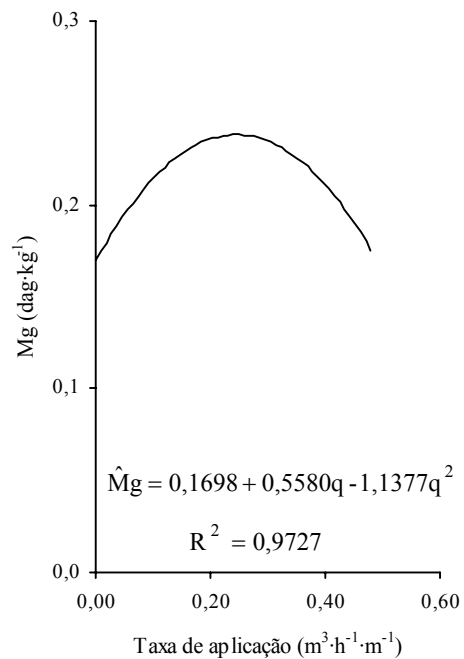
(a) Na



(b) K



(c) Ca



(d) Mg

Figura 5. Concentração média de sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), na matéria seca (MS) do capim-coastercross, para diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico.

CONCLUSÕES

Na avaliação do tratamento de esgoto doméstico em sistemas por escoamento superficial, em até 8 m de rampa, verificou-se que a menor taxa de aplicação ($0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) resultou na maior eficiência na remoção dos nutrientes, tendo alcançado eficiências de 27,11%, para sódio (Na), e 12,34%, para potássio (K). Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,01004$ e $n = 0,19381$, para Na, e $k = 0,00705$ e $n = 1,06897$, para K.

Na avaliação do solo, em relação ao início do experimento, houve uma tendência de os conteúdos de Na, K e Ca aumentarem, em ambas as camadas (0 a 10 cm e 50 a 60 cm), correspondendo a 54% e 71%, respectivamente, para Na; a 21% e 39%, respectivamente, para K; e a 23% e 31%, respectivamente, para Ca, todos sob a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Para o magnésio (Mg), estes aumentos corresponderam a 85%, na camada de 0 a 10 cm, para a taxa $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e a 92%, na camada de 50 a 60 cm, para a taxa $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

Na avaliação da forrageira, a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ apresentou maiores remoções de nutrientes pela planta, alcançando valores de $3,96 \text{ kg ha}^{-1}$ de Na; $71,72 \text{ kg ha}^{-1}$ de K; $15,48 \text{ kg ha}^{-1}$ de Ca; e $7,11 \text{ kg ha}^{-1}$ de Mg.

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), à Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais (COPASA) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo auxílio à pesquisa e suporte financeiro.

LITERATURA CITADA

- Abernathy, A.R.; Zirschky, J.; Borup, M.B. Overland flow wastewater treatment at Easley, SC. *Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF)*, Washington, vol.57, n.4, p.291-299, 1985.
- Alvarez V., V.H. Manual de análises químicas e físico-químicas de solos. Viçosa: UFV (a ser publicado)
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. Washington: APHA, 1992.
- Campos, J.R. (Coor.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1999. 435p.
- Dommergues, Y.; Mangenot, F. *Écologie microbienne du sol*. Paris: Masson et Cie, Éditeurs, 1970. 796p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Manual de métodos de análise do solo, 2^a ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.
- Fonseca, S.P.P. Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.). Viçosa: UFV, 2000. 133p. Dissertação Mestrado
- Haddad, C.M.; Castro, F.G.F. Produção de feno. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p151.
- Lana, R. de P. Sistema Viçosa de formulação de rações. Viçosa: UFV, 2000. 60p.
- Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3rd ed. New York: McGraw-Hill Publishing Company, 1991. 1334p.
- Paganini, W.S. Disposição de esgotos no solo. 2^a ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 232p.

- Queiroz, F.M. Avaliação de gramíneas forrageiras para o tratamento de águas residuárias da suinocultura. Viçosa: UFV, 2000. 91p. Tese de Mestrado
- Queiroz, F.M.; Matos, A.T.; Pereira, O.G.; Oliveira, R.A. The dry matter yield of forage-grass species in overland flow treatment using swine wastewater. In: Inter-Regional Conference Environment and the Water, 4, 2001, Fortaleza. Proceedings... Fortaleza: ICID-ABID, 2001. (CD Rom)
- Ribeiro, A.C.; Guimarães, P.T.G.; Alvarez V., V.H. (Ed.) Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Viçosa: UFV, 1999. 359p.
- Silva, D.J.; Queiroz, A.C. de. Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos. 3ª ed. Viçosa: UFV, 2002. 235p.
- Silva, F.C. (Org.). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.
- Silva, S.C. da; Passanezi, M.M.; Carnevalli, R.A.; Pedreira, C.G.S.; Fagundes, J.L. Bases para o estabelecimento do manejo de *Cynodon* sp. para pastejo e conservação. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p129.
- Smith, R.G.; Schroeder, E.D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. Journal of Water Pollution Control Federation (JWPCF), Washington, vol.57, n.7, p.785-794, 1985.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA); U.S. Army Corps of Engineers; U.S. Department of Interior; U.S. Department of Agriculture. Process design manual for land treatment of municipal wastewater. Cincinnati: EPA, 1981.
- Vilela, D.; Alvim, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: Simpósio sobre Manejo da Pastagem, 15, 1998, Piracicaba. Anais... Piracicaba: FEALQ, 1998. p23.

CONCLUSÕES GERAIS

Verificou-se que, para 8 m de comprimento de faixa, a menor taxa de aplicação ($0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$) proporcionou a maior taxa de remoção dos nutrientes para demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (Pt), fósforo total dissolvido (Ptd), fósforo inorgânico dissolvido (Pid), fósforo orgânico dissolvido (Pod), nitrogênio total (N_{tot}), nitrogênio amoniacal (N_{am}), nitrogênio orgânico (N_{org}), amônio (N-NH_4^+), sódio (Na) e potássio (K). Entretanto, para fósforo total no resíduo (Ptr), a taxa de aplicação $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de P e, para nitrogênio nítrico (N_{nit}), a taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ resultou na maior eficiência de remoção de N.

Os coeficientes para o estágio 1 do modelo exponencial foram $k = 0,00195$ e $n = 2,31541$, para DBO ; $k = 0,02001$ e $n = 0,78463$, para DQO; $k = 0,00194$ e $n = 2,31368$, para Pt; $k = 0,01470$ e $n = 0,93652$, para Ptr; $k = 0,00163$ e $n = 2,34421$, para Ptd; $k = 0,00230$ e $n = 2,08953$, para Pid; $k = 0,00952$ e $n = 1,95454$, para Pod; $k = 0,01255$ e $n = 1,20646$, para N_{tot} ; $k = 0,00591$ e $n = 1,73648$, para N_{am} ; $k = 0,07736$ e $n = -0,34409$, para N_{nit} ; $k = 0,00885$ e $n = 1,74748$, para N_{org} ; $k = 0,00558$ e $n = 1,85048$, para N-NH_4^+ ; $k = 0,01004$ e $n = 0,19381$, para Na; e $k = 0,00705$ e $n = 1,06897$, para K.

Após a análise de amostras de solos coletadas a 1 m do início da faixa, antes e depois da aplicação do esgoto, na camada C₁ (de 0 a 10 cm), para todas as taxas de aplicação estudadas, verificou-se diminuição no conteúdo de MO. Na camada C₂ (de 50 a 60 cm), para as taxas de aplicação 0,24 e 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹, verificou-se aumento na referida variável enquanto que, para a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, verificou-se diminuição.

Para as taxas de aplicação 0,24 e 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹, nas camadas C₁ e C₂, verificou-se diminuição no conteúdo de P. Para a taxa 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, entretanto, em ambas as camadas, verificou-se aumento na referida variável. Observou-se uma tendência de os conteúdos de Na, K e Ca aumentarem, em ambas as camadas C₁ e C₂, sob a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹. Para o magnésio (Mg), estes aumentos foram verificados na camada C₁, para a taxa 0,24 m³·h⁻¹·m⁻¹, e, na camada C₂, para a taxa 0,48 m³·h⁻¹·m⁻¹.

Na avaliação do capim-coastcross, a taxa de aplicação 0,36 m³·h⁻¹·m⁻¹, em 137 dias, apresentou os maiores valores de rendimento acumulado na produção de biomassa e remoções de P, N, Na, K, Ca e Mg pela planta.

APÊNDICE

TRATAMENTO PRELIMINAR



Figura 1A. Grade e caixa de areia.
equalização.



Figura 2A. Tanque de
equalização.



Figura 3A. Vertedouro de seção triangular com ângulo de 90° .

TRATAMENTO BIOLÓGICO (SECUNDÁRIO)



Figura 4A. Rampas de escoamento com 2% de declividade.



Figura 5A. Vista geral da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto.

CORTE DA FORRAGEIRA



Figura 6A. Corte do capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) para análise.



Figura 7A. Pesagem da matéria verde.



Figura 8A. Pré-secagem da forrageira em estufa a 65°C por 72 h.