

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANDRÉA VALENTE JANKOSZ

***AVALIAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO HYDRUS 1-D PARA
LIXIVIAÇÃO DE NITRATO EM COLUNAS COM SOLOS DO PARANÁ***

CURITIBA / 2008

ANDRÉA VALENTE JANKOSZ

**CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO
HYDRUS 1-D ATRAVÉS DE COLUNAS DE SOLO EM LABORATÓRIO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Solos.

Orientador: Prof. Luiz A. Lucchesi

Co-orientador: Prof. Henrique M. Leite Chaves

CURITIBA / 2008

Jankosz, Andréa Valente

Calibração e validação do modelo matemático Hydrus 1-D
através de colunas de solo em laboratório / Andréa Valente Jankosz –
Curitiba, 2008. 89f.

Orientador: Luiz Antonio Lucchesi

Dissertação (Mestrado em Solos) – Setor de Ciências Agrárias,
Universidade Federal do Paraná

1. modelagem matemática 2. Hydrus 1-D 3. lixiviação 4. nitrato.

A meu pai, **Julius Alberto Jankosz** (em memória), pelo exemplo de vida, de empreendedorismo com visão de futuro, de decência e honestidade. Por me dizer que a única coisa que ninguém pode tirar de mim é o que estudei e aprendi.

A minha mãe, **Neisa Valente Jankosz** (em memória),
Pela energia, dignidade e sabedoria.

Pelo amor que me deram e por terem me mostrado um bom caminho.

Dedico

A minha avó Wanda Wilke Jankosz (em memória),
exemplo de força e perseverança.

Ao meu avô Guilherme Valente (em memória), pelo modelo de disciplina, inteligência e bom senso.

A minha madrinha, Sabina Jankosz (em memória) e tia Janine Zubko (em memória), por todo o carinho e por terem me oferecido o que não puderam ter.

A minha tia Lúcia Jankosz, que além de muito, ainda me dá o apoio incondicional de mãe.

Ofereço

AGRADECIMENTOS

Não posso deixar de agradecer primeiro a Deus, que me deu saúde para chegar até aqui.

À SEAB, que me permitiu viver esta oportunidade de crescimento.

Ao Professor Luis Antonio Lucchesi, pelo exemplo de profissionalismo, pela generosidade em compartilhar seus conhecimentos e os princípios referentes à pesquisa científica, como também pela sua amizade e compreensão.

Ao Prof. Henrique Leite Chaves (UnB), pela atenção e orientações referentes ao projeto.

Ao colega Paulo Fernando Luz Marques, incansável no auxílio à execução da etapa experimental, pelas sugestões sempre pertinentes, pelo apoio e incentivo, e principalmente pela amizade.

Aos colegas da pós-graduação Michele Ramos, Silmara Gabriel, Elias Malek e Yara Jurema Barros, pelo companheirismo e amizade.

Aos professores Nerilde e Jefferson, pela disponibilização de laboratório de Física do Solo e dos equipamentos necessários à execução do projeto, além das orientações e sugestões. Ao Prof. Renato Marques, pela disponibilização do Laboratório de Biogeoquímica.

Ao Dr. Renato Dedeczek (EMBRAPA-Colombo) e ao Prof. Celso Prevedello (UFPR), pela atenção e sugestões.

Aos alunos de graduação do Setor de Ciências Agrárias da UFPR: Thiago Goulart, Matheus Goulart, pelo auxílio na execução dos experimentos.

Aos funcionários Gerson (secretaria da pós); Osiê e Gilberto, pelo auxílio na adaptação dos equipamentos necessários aos experimentos, à Dona Elda, Roberto, Reginaldo, José Roberto e Aldair, pelo apoio técnico e incentivo.

À bibliotecária Simone Amadeu, pelo auxílio técnico e atenção.

A Coordenação, professores, funcionários e colegas do Curso de Pós-Graduação em Ciências do Solo, pela troca de experiências e convivência.

Ao meu namorado, Carlos Eduardo Laurindo de Souza, pelo carinho, apoio, paciência e compreensão.

A meus irmãos e familiares, em especial Ludomir Zubko, pelo apoio com soluções.

Se não houver frutos, valeu a beleza das flores;
se não houver flores, valeu a sombra das
folhas; se não houver folhas,
valeu a intenção da semente.

Henfil

RESUMO

A modelagem matemática vem se destacando como uma ferramenta importante em estudos hidrológicos, tais como a análise do risco da contaminação de águas superficiais e subsuperficiais por nutrientes, sedimentos e pesticidas. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o modelo *Hydrus 1-D* (Versão 3.0) com vistas a sua possível utilização na análise do risco da contaminação de águas subterrâneas por nitrato. O estudo consistiu de duas etapas: uma experimental, através de ensaios de lixiviação que foram conduzidos em 48 colunas de solo; e outra, de modelagem, com simulações com o modelo *Hydrus 1-D*. Foram estudados três solos do Estado do Paraná, submetidos a quatro tratamentos de lodo de esgoto tratado alcalinamente, sendo as doses de 0, 34, 69 e 138 Mg ha⁻¹, sob análise estatística fatorial 4 x 3. As condições iniciais dos solos e as de contorno, das colunas, foram alimentadas no modelo *Hydrus 1-D*, após a calibração dos parâmetros da equação de van Genuchten-Mualem, e com os dados de percolação das colunas. Os valores médios da concentração de nitrato nos lixiviados das colunas de solo foram então comparados aos valores calculados pelo modelo *Hydrus 1-D*. O erro relativo entre os valores calculados e observados foi de 8,16%, e o coeficiente de determinação foi $R^2 = 0,96$. O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe foi de $E = 0,95$, indicando uma boa precisão do modelo no que diz respeito à predição do processo de lixiviação de nitrato nas condições estudadas.

Palavras-chave: modelagem matemática, Hydrus 1-D, lixiviação, Nitrato.

ABSTRACT

Mathematical modeling is being used extensively as a tool in hydrologic studies, such as the analysis of contamination risk by nutrients, sediment, and pesticides. The objective of the present work was to evaluate the Hydrus 1-D model (Version 3.0) with the aim of using it in sub superficial waters contamination by nitrate risk analyses. The study consisted of two steps: one experimental, where soil columns were mounted; and a modeling, through simulations with the Hydrus 1-D model. For that matter, three soils of Paraná (Brazil) were used, with four different doses of treated sewage, 0, 34, 69 and 138 Mg ha⁻¹ under statistical factorial analysis 4 x 3. The initial and boundary conditions of the experimental soil columns were fed to the model after the calibration of the van Genuchten-Mualen parameters and water percolation data. Average values of nitrate concentration of the percolate of the experiment were compared to those calculated by the Hydrus 1-D model. The relative error between the calculated and observed nitrate concentrations were 8,16%, with an $R^2 = 0,96$. The Nash-Sutcliffe coefficient between observed and calculated data was $E = 0,95$, indicating a good model accuracy for the conditions studied.

Key Words: *mathematical modeling, Hydrus 1-D, leaching, Nitrate.*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 - RISCO DE POLUIÇÃO DA ÁGUA SUB-SUPERFICIAL.....	21
FIGURA 2 - FOTO DO PERMEÂMETRO.....	42
FIGURA 3 - DRENAGEM DA COLUNA DE PERCOLAÇÃO.....	44
FIGURA 4 - COLUNAS DE PERCOLAÇÃO EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	45
FIGURA 5 - FOTO DA INCUBAÇÃO.....	46
FIGURA 6 - FOTO LIXIVIAÇÃO.....	47
FIGURA 7 - TELA DE OPÇÃO DE PROCESSOS E METODOLOGIA NO HYDRUS 1-D.....	52
FIGURA 8 – TELA DE OPÇÃO DE GEOMETRIA DO EXPERIMENTO NO HYDRUS 1-D.....	53
FIGURA 9 – TELA DE OPÇÃO DAS CONDIÇÕES DE CONTORNO DO EXPERIMENTO..	53
FIGURA 10 – TELA DA ROSETTA DO HYDRUS 1-D.....	54
FIGURA 11 – TELA DE RESULTADOS DA ROSETTA DO HYDRUS 1-D.....	55
FIGURA 12 – TELA DE INSERÇÃO DOS DADOS PARA A CALIBRAÇÃO.....	56
FIGURA 13 - FLUXO DO SOLUTO NO FUNDO DA COLUNA - V_{LIX}	57
FIGURA 14 - ARMAZENAMENTO DE ÁGUA NO SOLO - V_{ARM}	57
FIGURA 15 - FLUXO DO SOLUTO NO FUNDO DA COLUNA – FM.....	58
FIGURA 16 – FLUXO DO SOLUTO NO FUNDO DA COLUNA $[N-NO_3^-]$	59
FIGURA 17 – CURVA DE RETENÇÃO DOS SOLOS ESTUDADOS.....	60
FIGURA 18 – CURVA DE TENDÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE $N-NO_3^-$ DOS SOLOS....	64
FIGURA 19 – COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO PARA FLUXO EXPERIMENTAL VERSUS FLUXO MODELADO.....	66
FIGURA 20 - COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE $N-NO_3^-$ EXPERIMENTAIS E MODELADAS.....	67
FIGURA 21 - COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE $N-NO_3^-$ EXPERIMENTAIS E MODELADAS PELO COEFICIENTE DE EFICIÊNCIA DE NASH-SUTCLIFFE (E).....	68

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO DAS PRINCIPAIS ORDENS DE SOLOS NO PARANÁ.....	19
TABELA 2 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS DE COLETA.....	41
TABELA 3 - PROFUNDIDADES DOS HORIZONTES DOS PERFIS ESTUDADOS.....	41
TABELA 4 - CAPACIDADE DE CAMPO DOS SOLOS ESTUDADOS.....	44
TABELA 5 - DOSES DE N-VIRO APLICADAS NOS 3 TIPOS DE SOLOS EM BASE SECA..	45
TABELA 6 - CLASSES DE VULNERABILIDADE EM FUNÇÃO DO PRODUTO DA EQUAÇÃO (6)	49
TABELA 7 - DADOS EXPERIMENTAIS FORNECIDOS À ROSETTA.....	54
TABELA 8 - VARIÁVEIS DE CALIBRAÇÃO - DADOS EXPERIMENTAIS DE K_s , F_M , V_{arm} , V_{Lix} E PARÂMETROS DE VAN GENUCHTEN MODELADOS, α e n	55
TABELA 9 - DOSES DE N-VIRO E CONCENTRAÇÃO DE $N-NO_3^-$ EM $mg\ L^{-1}$ NO LODO APLICADO.....	59
TABELA 10 - ANÁLISE GRANULOMÉTRICA COMPLETA DOS SOLOS.....	60
TABELA 11 - CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO HORIZONTE B1 DOS 3 SOLOS.....	61
TABELA 12 - ANÁLISE DE $N-NO_3$ DO LODO APLICADO.....	61
TABELA 13- CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E VULNERABILIDADE DAS CLASSES DE SOLO ESTUDADAS, CALCULADAS DE ACORDO COM A EQUAÇÃO 9.....	62
TABELA 14 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS LIXIVIADOS E NO_3^- MODELADO.....	63
TABELA 15 - TEMPOS DE FRENTE DE MOLHAMENTO, VOLUMES ARMAZENADOS NO SOLO E VOLUMES LIXIVIADOS OBSERVADOS EXPERIMENTALMENTE.....	65
TABELA 16 – RESULTADOS DAS ANÁLISES DE $N-NO_3$ - EXPERIMENTAIS E MODELADOS	67

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - DATAS DE INCUBAÇÃO E LIXIVIAÇÃO E DE VOLUMES DE ÁGUA APLICADOS PARA INCUBAÇÃO.....	46
QUADRO 2 - INTERPRETAÇÃO DOS COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO.....	51
QUADRO 3 - DADOS MODELADOS DE PERCOLAÇÃO USADOS NA CALIBRAÇÃO DE FLUXO.....	65
QUADRO 4 - COMPARAÇÃO DOS DADOS OBSERVADOS E MODELADOS DE K_s	66
QUADRO 5 - RESULTADOS DA MODELAGEM DA LIXIVIAÇÃO DE $N-NO_3^-$	68

LISTA DE SIMBOLOS

θ	Conteúdo de água ou umidade volumétrica
θ_r	Conteúdo de água ou umidade volumétrica residual
θ_s	Conteúdo de água ou umidade volumétrica saturada
n	Parâmetro de ajuste de Van Genuchten (1980)
α	Parâmetro de ajuste de Van Genuchten (1980)
ψ	Potencial mátrico
τ	Coeficiente de tortuosidade
K	Condutividade hidráulica
K_r	Condutividade hidráulica relativa
K_s	Condutividade hidráulica saturada
h	Altura da coluna
TEST	Testemunha
CONT	Relativo ao solo de Contenda
LOND	Relativo ao solo de Londrina
PVAI	Relativo ao solo de Paranavaí
NV1	Dose 1 do tratamento com lodo N-Viro
NV2	Dose 2 do tratamento com lodo N-Viro
NV3	Dose 3 do tratamento com lodo N-Viro

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 OBJETIVOS.....	14
1.1.1 Objetivo Geral.....	14
1.1.2 Objetivo Específico.....	15
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	16
2.1 MODELAGEM MATEMÁTICA – HYDRUS 1-D.....	16
2.2 SOLOS DO PARANÁ.....	19
2.3. VULNERABILIDADE DAS ÁGUAS SUB-SUPERFICIAIS.....	20
2.4 LODOS PROCESSADOS COM N-VIRO.....	22
2.5 LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO NO SOLO E SUAS FORMAS.....	24
2.6 PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO.....	27
2.6.1 Textura do Solo.....	27
2.6.2 Densidade do Solo.....	28
2.6.3 Porosidade do Solo.....	28
2.6.4 Conteúdo de Umidade do Solo ou Umidade Volumétrica (θ).....	29
2.6.5 Curva de Retenção de Água.....	31
2.6.6 Capacidade de Campo.....	33
2.6.7 Condutividade Hidráulica (K).....	34
2.7 QUÍMICA DO SOLO.....	36
3 METODOLOGIA.....	40
3.1 SELEÇÃO DE SOLOS, COLETA DE AMOSTRAS E PREPARO DE SOLO.....	40
3.2 METODOLOGIA DAS ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO SOLO	41
3.2.1 Análises Físicas do Solo.....	41
3.2.2. Condutividade Saturada das Colunas de Solo.....	42
3.2.3 Análises Químicas do Solo e do Lodo.....	43
3.3 EXPERIMENTO EM COLUNAS DE PERCOLAÇÃO.....	43
3.3.1 Montagem das Colunas.....	43
3.3.2 Tratamentos Aplicados.....	45
3.3.3 Metodologia das Lixiviações.....	47
3.3.4 Análises dos Lixiviados.....	48

3.3.4.1 Fluxo (percolação).....	48
3.3.4.2 Determinação de N-NO_3^- nos lixiviados.....	48
3.4 VULNERABILIDADE DOS SOLOS.....	49
3.5 METODOLOGIA DA ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	50
3.6 MODELAGEM MATEMÁTICA COM HYDRUS 1-D.....	52
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS SOLOS.....	60
4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS.....	61
4.3 RESULTADOS DA ANÁLISE DO LODO.....	61
4.4 VULNERABILIDADE DOS SOLOS ESTUDADOS.....	61
4.5 CONCENTRAÇÕES DE N-NO_3^- NOS LIXIVIADOS.....	62
4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	63
4.7 RESULTADOS DA MODELAGEM COM HYDRUS 1-D.....	64
4.7.1 Modelagem de Fluxo (percolação).....	64
4.7.2 Modelagem da Lixiviação de N-NO_3^-	66
CONCLUSÕES.....	69
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	

1 INTRODUÇÃO

Até meados da década de 1980 os recursos hídricos eram considerados fartos. No entanto, a modificação de ambientes naturais pelo homem devido à concentração das populações em cidades, tem-se acentuado constantemente desde a segunda metade do século XX, gerando níveis de poluição, particularmente em determinadas regiões do Brasil.

Atualmente no Paraná os esgotos urbanos são uma das principais causas de poluição hídrica, inclusive de mananciais que abastecem suas grandes cidades. Isto implica numa urgente necessidade de se coletar e tratar adequadamente esgotos, cujos produtos são: água limpa e lodo de esgoto. Este último constitui-se em resíduo sólido para o qual tem-se proposto reciclagem em solos agrícolas. Atendendo a esta necessidade o Conselho Nacional do Meio Ambiente/CONAMA, promulgou em agosto de 2006 a Resolução N° 375. No entanto, tal norma, apesar de definir alguns critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, além de dar outras providências, carece de uma base experimental mais sólida e aprimorada. O CONAMA na sua Resolução 357 de 2006 considera os mesmos valores da Portaria 518 de 2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) define como padrões de potabilidade de água os teores máximos de nitrato são de 10 mg L⁻¹ e para nitrito de 1 mg L⁻¹, acima dos quais pode causar metahemoglobinemia e câncer.

Freqüentemente o lodo de esgoto reciclado em geral, depois de seco, é aplicado aos solos agrícolas e florestais como fertilizante. Isto decorre dos significativos teores de macro e micronutrientes do lodo e do baixo custo de aplicação. Entretanto há riscos em sua aplicação. O principal é a contaminação por bactérias, vírus e protozoários, que podem contaminar os alimentos e o homem.

O lodo de esgoto tratado pelo processo N-Viro, por receber uma mistura alcalina que eleva o pH acima de 12 e período de controle rígido da temperatura entre 52 e 62°C por 12 horas, fica livre de microorganismo patológicos e atua como corretivo da acidez do solo.

Há também o risco de lixiviação de nutrientes, que depende dos atributos físicos do solo, como textura, estrutura e porosidade, além dos químicos, como a capacidade de retenção de íons e o pH. O nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação de águas por este processo. Para o estabelecimento de critérios legais mais realistas necessita-se estabelecer experimentos sob diferentes condições. As possibilidades experimentais são inúmeras, dispendiosas e morosas.

Atualmente, vários autores têm proposto a utilização de modelos matemáticos para se estimar o comportamento de potenciais poluentes em solos. Este é o caso do modelo Hydrus 1-D (SYMUNEK et al., 2005), que por ser capaz de simular a movimentação de água, calor e de solutos em solos poderia servir de ferramenta para auxiliar no estabelecimento de tais critérios, e assim antever eventuais impactos advindos, por exemplo, da reciclagem agrícola de lodos de esgoto.

Neste sentido o presente trabalho buscou comparar resultados obtidos experimentalmente com lodo de esgoto aplicado em diferentes doses sobre 3 latossolos Paraná, com os modelados pelo *Software* Hydrus 1-D.

A hipótese testada no presente trabalho é a de que o modelo Hydrus 1-D é capaz de reproduzir os resultados de percolação de água e de lixiviação de nitrato a partir de colunas de solo experimentalmente montadas com 3 solos paranaenses de diferentes texturas e materiais de origem, usando-se diferentes taxas de aplicação de esgoto tratado N-Viro.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o modelo Hydrus 1-D a partir da comparação da concentração de N-NO_3^- modelada com a concentração de N-NO_3^- em percolados obtidos experimentalmente, de colunas de solo que receberam aplicação superficial de doses crescentes de lodo de esgoto tratado pelo Processo N-Viro.

1.1.2 Objetivos Específicos

1. Caracterizar fisicamente os 3 solos para os parâmetros exigidos pelo modelo Hydrus 1-D: granulometria, conteúdo de água no solo saturado(θ_s), conteúdo de água residual do solo (θ_r), condutividade hidráulica saturada (K_s) e curva de retenção;
2. Caracterizar quimicamente os 3 solos: pH, Al, Ca, Mg, K e P;
3. Determinar a capacidade de campo dos solos estudados;
4. Caracterizar quimicamente o lodo N-Viro;
5. Medir a Condutividade Saturada dos solos estudados;
6. Avaliar as classes de vulnerabilidade dos solos estudados;
7. Medir o volume de solução percolada de cada uma das colunas do experimento e anotar tempo de frente de molhamento para cada coluna de solo;
8. Analisar as soluções lixiviadas para N-NO_3^- das respectivas colunas de solo;
9. Calcular os parâmetros de van Genuchten (1980) pelo modelo Hydrus 1-D: tortuosidade do solo (τ) e coeficientes de ajuste (n e α);
10. Comparar os volumes lixiviados, condutividades hidráulicas e conteúdos de água iniciais, obtidos experimentalmente das colunas de solo, com aqueles obtidos por modelagem no Hydrus 1-D;
11. Comparar as concentrações de N-NO_3^- obtidas experimentalmente nas soluções percoladas das colunas de solo com quatro doses de N-Viro com aquelas obtidas por modelagem por meio do Hydrus 1-D;
12. Avaliar a capacidade do modelo Hydrus 1-D de reproduzir os resultados obtidos experimentalmente sob diferentes condições aos dados prognosticados pelo modelo Hydrus 1-D para concentrações de N-NO_3^- em soluções percoladas de colunas de solos que sofreram aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 MODELAGEM MATEMÁTICA – HYDRUS 1-D

Nos últimos 30 anos houve um avanço significativo no processo de modelagem matemática do movimento de água e solutos no solo.

O HYDRUS 1-D é um modelo matemático usado para o cálculo do movimento unidimensional de água, calor e soluto através do perfil do solo (SIMUNEK et al., 2005). O programa resolve numericamente a equação de Richards para fluxo de água saturado e não-saturado, e equações do tipo convecção-dispersão para transporte de soluto e de calor em meio líquido e gasoso.

A percolação de água no solo é estimada através da solução numérica da equação de Richards. A equação de Richards em 1 dimensão é expressa por:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial K}{\partial x} \left(\frac{\partial h}{\partial x} \right) \quad (1)$$

onde:

θ é o conteúdo de água no solo (adim.),

h (cm) é a tensão de água no solo,

t (h) é o tempo,

x (cm) é a coordenada vertical (positiva para cima), e

K (cm h⁻¹) é a condutividade hidráulica do solo.

Esse modelo utiliza a equação de van Genuchten (VAN GENUCHTEN, 1980) para determinar a relação entre condutividade não saturada, o conteúdo e a tensão de água no solo, como segue:

$$K_r(h) = \theta^{\tau} [1 - (1 - \theta^{1/m})^m]^2 \quad (m = 1 - 1/n) \quad (2)$$

e

$$\theta = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} = \frac{1}{[(1 + (\alpha h)^n)^m]} \quad (3)$$

Onde:

K_r (adim.) é a condutividade hidráulica relativa do solo,

θ (adim.) é a saturação efetiva do solo,

θ_s (adim.) é conteúdo de água no solo saturado,

θ_r (adim.) é o conteúdo de água residual do solo,

K_s (cm h⁻¹) é a condutividade hidráulica saturada ($K_s=K/K_r$),

τ (adim.) é a tortuosidade do solo, e

n e α que são parâmetros de ajuste em função da retenção de água no solo.

As equações acima apresentam alta não-linearidade. Portanto, espera-se que o modelo apresente sensibilidades diferentes aos parâmetros hidráulicos, exigindo maiores cuidados dos usuários na obtenção daqueles mais importantes.

A equação de fluxo incorpora uma equação para quantificar a absorção pelas raízes e evaporação. Esta considera ainda o fluxo com dois tipos de porosidade para a fração de água móvel e imóvel (SIMUNEK et al. 2005). O Hydrus 1-D inclui módulos para simular o movimento de dióxido de carbono e da maioria dos íons solúveis. Isso inclui Ca, Mg, Na, K, SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , H_4SiO_4 , alcalinidade e CO_2 . A difusão tanto na fase líquida e gasosa, e a convecção na fase líquida são considerados mecanismos de transporte de CO_2 . O modelo leva em conta as reações de equilíbrio químico entre os componentes como complexação, troca catiônica e dissolução-precipitação (SIMUNEK et al, 2005).

De acordo com Chaves (2007), o modelo *Hydrus 1-D* é um dos mais usados atualmente para a estimativa do movimento de água e de compostos químicos na zona vadosa do solo.

O Hydrus 1-D conta com uma rotina de redes neurais para estimar os parâmetros hidráulicos do solo desenvolvida por Marcel Schaap (SIMUNEK et al., 2005), no Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos da América. Esta rotina implementa funções de pedotransferência (PTFs) que prevêm os parâmetros de van Genuchten (θ_r , θ_s , α , n e K_s) hierarquicamente, a partir de dados de classe textural dos solos estudados e densidade aparente, podendo utilizar ainda um ou dois pontos de retenção de água. A Rosetta contém um banco de dados de informações relevantes e referências (SIMUNEK et al., 2005).

Chaves (2007) estudou a sensibilidade relativa (S_r) do modelo Hydrus 1-D aos parâmetros hidráulicos do solo. Esse autor concluiu que esse modelo é mais sensível aos parâmetros n (parâmetro de ajuste em função da retenção de água) e

θ_s (adim.) que é conteúdo de água no solo saturado, sendo menos sensível aos parâmetros θ_r (adim.) que é o conteúdo de água residual do solo) e τ (tortuosidade). A textura do solo interfere significativamente o comportamento do modelo, pois as variáveis de saída foram em média mais sensíveis sob solo com textura argilosa, em seguida pelas texturas média e arenosa. As variáveis de saída mais sensíveis aos parâmetros do modelo foram fluxo acumulado no fundo e tempo necessário para a saturação de fundo.

Dentre numerosos trabalhos científicos podem ser citados muitos que afirmaram que os resultados do modelo apresentaram-se muito próximos dos resultados experimentais, tanto para fluxo de água como transporte de solutos: Sarmah et al. (2005) estudaram a lixiviação de 5 agroquímicos junto com brometo como elemento traçador, concluiu que o Hydrus 1-D previu com razoável grau de exatidão os resultados. Rubio et al. (2005) observou o fluxo de água variável e a drenagem profunda em terraços abandonados sob grama na Espanha comparando-os aos resultados do Hydrus 1-D, validando para períodos de boa disponibilidade de água e indicando restrições para períodos de alta demanda de evaporação (baixos teores de θ na superfície). Gonçalves et al. (2005), em experimento de irrigação de áreas com risco de salinização em Portugal, concluiu que o modelo Hydrus 1-D descreveu com sucesso o fluxo de água, a condutividade hidráulica, a concentração de íons na solução do solo, a razão de absorção de sódio e percentagem de troca de sódio, tornando-se num instrumento muito útil na prevenção de riscos de salinização. Gonçalves et al. (2006) analisaram o fluxo de água e transporte de soluto a partir de rejeitos salinizantes em três lisímetros de solo com $1,2 \text{ m}^2 \times 1 \text{ m}$ em Portugal, concluiu que o modelo descreveu bem as medições feitas a campo. Palladino et al. (2007) relacionou o conteúdo de água e temperatura da superfície do solo a partir de dados observados, concluiu que os resultados das simulações estão próximos das observações de campo para explicar o papel do tipo de solo e uso do solo. Hilten (2005) validou simulações do Hydrus 1-D para escoamento superficial, calor, umidade e múltiplos solutos em meio insaturado, a partir de observações “in situ”. Meiwirth e Mermoud (2004) estudaram aplicaram dois herbicidas (atrazina e isoproturon) e iodeto como traçador em blocos de solos. Esses pesquisadores concluíram que o Hydrus permite descrever quantitativamente algumas observações e confirmou o fluxo acelerado nos blocos experimentais, mas não validaram o modelo para as condições daquele experimento.

Parâmetros de modelagem são usados em modelos hidrológicos e de qualidade de água para descrever situações específicas. Esses parâmetros de modelagem são conhecidos com incerteza. Os modelos, mesmo que fortemente baseados na física não são capazes de descrever exatamente os processos hidrológicos e químicos que acontecem em condições naturais. Avaliar modelos por comparação de resultados observados e previstos pode conter resultados ambíguos a partir de um grande número de parâmetros estimados e devidos à variabilidade nos sistemas naturais (HAAN, 1995).

Haan (1995) estabeleceu um protocolo de avaliação baseado em simulações e parâmetros de transformação de incerteza em predição de incerteza, usando funções de probabilidade. Os intervalos de confiança fazem parte do resultado do modelo. As decisões em face à aceitabilidade do modelo são baseadas na magnitude dos dados mensurados, intervalos de confiança e critérios de performance do modelo.

2.2 SOLOS DO PARANÁ

O Paraná apresenta grande diversidade de solos. No Primeiro Planalto os solos são derivados de migmatitos, quartzitos, filitos, entre outros. No Terceiro Planalto a origem divide-se em basalto, e a formação do Arenito Caiuá (LARACH, 1984).

Lucchesi (1997) efetuou levantamento sobre a distribuição das principais ordens de solos existentes no Paraná, que se apresenta na tabela 1, e considerando a nomenclatura de Larach (1984), e considerando a atualização da nomenclatura estabelecida pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) em 1999.

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO DAS PRINCIPAIS ORDENS DE SOLOS NO PARANÁ

Classificação anterior	Classificação SiBCS-1999	Área (%)
Terra Roxa Estruturada	Nitossolo Vermelho	18
Latossolo Roxo	Latossolo Vermelho	15
Latossolo Vermelho Escuro	Latossolo Vermelho	12
Cambissolo	Cambissolo	12
Podzólico Vermelho Amarelo	Podzólico Vermelho Amarelo	15
Solos Litólicos	Solos Litólicos	16
Outras unidades de solo	Outras	12
Total		100

Fonte: modificada de Lucchesi (1997).

De acordo com EMBRAPA. (1999) **Latossolos** são solos tropicais e subtropicais em avançado estado de intemperização, solos minerais, não-hidromórficos, profundos, normalmente com profundidades superiores a 2 m, horizontes B muito espessos (> 50 cm) com seqüência de horizontes A, B e C pouco diferenciados. Apresenta cores variadas de vermelhos muito escuros a amarelados. A fração argila dos latossolos é composta principalmente por caulinita, óxidos de ferro (goethita e hematita) e óxidos de alumínio (gibbsita).

O **Latossolo vermelho** (LV) é o conceito do atual Sistema de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999) que reúne solos anteriormente classificados como Latossolo Roxo e Latossolo Vermelho Escuro no Levantamento de Solos do Estado do Paraná (LARACH, 1983). São solos minerais com horizonte B latossólico, de cores vermelho-escuras, vermelhas ou bruno-avermelhadas. Apresenta altos teores de Fe_2O_3 nos solos argilosos a muito argilosos. Dependendo do material de origem a textura pode apresentar-se mais arenosa. São solos profundos, bem drenados, friáveis ou muito friáveis de textura argilosa a muito argilosa e média. Os solos mais oxidícos apresentam baixa densidade aparente (0,84 a 1,03) e porosidade alta a muito alta, com valores que variam de 62 a 70%. Nos solos de textura média a densidade aparente é maior, em torno de 1,30 a 1,34 g cm^3 e porosidade média de 46 a 48% (EMBRAPA, 1999).

Latossolo vermelho amarelo (LVA) compreende solos minerais profundos, com horizonte B latossólico, de textura argilosa, coloração vermelho-amarelada, porosos, bem drenados e com seqüência de horizontes A, B e C (EMBRAPA, 1999).

2.3 VULNERABILIDADE DAS ÁGUAS SUB-SUPERFICIAIS

Contemplando-se uma paisagem é possível identificar áreas que apresentam maior **risco de contaminação** para um aquífero não confinado, “que é o produto entre a vulnerabilidade das áreas de recarga (V) e a carga contaminante (C)” (FOSTER; HIRATA, 1988)¹

¹ FOSTER, S.S.D.A e HIRATA, R.C.A. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. Lima: CEPIS/PAHO/WHO, 1988. 78p. Citados por CHAVES (2008).

$$\text{Risco Ambiental} = \text{Vulnerabilidade} \times \text{Impacto Potencial} \quad (4)$$

De acordo com Chaves (2008), a vulnerabilidade natural de um aquífero foi definida como a combinação entre a inacessibilidade hidráulica e a atenuação de camadas superiores. Já o impacto potencial por fonte contaminante é definido como a razão entre a carga hidráulica e a concentração do contaminante / mobilidade e persistência do mesmo. Combinando esses dois indicadores, Foster e Hirata (1993)² propuseram um modelo gráfico que facilita a estimativa do risco de poluição dos aquíferos (Figura 1). Essa ferramenta já foi usada para a avaliação de risco de poluição das águas sub-superficiais no Estado de São Paulo (MEAULO, 2006)³.

Fonte: (FOSTER & HIRATA, 1993)³.

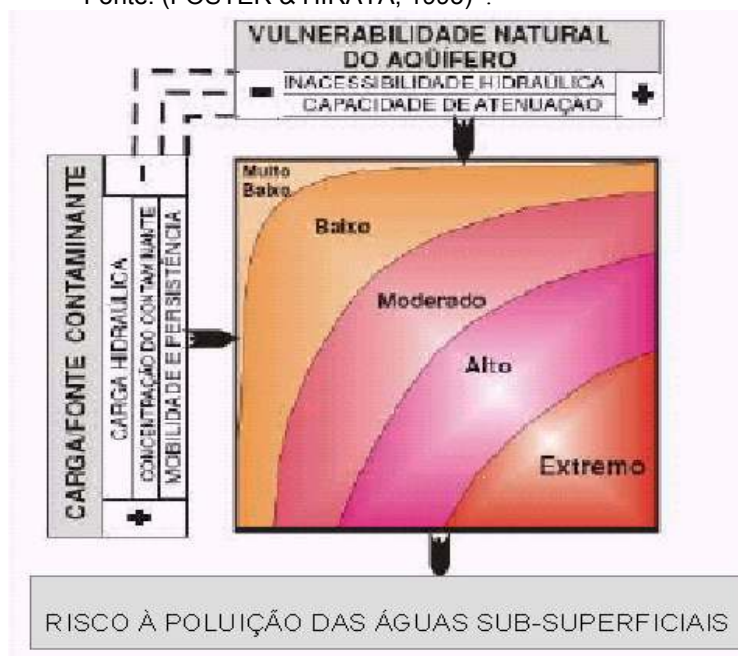


FIGURA 1. RISCO DE POLUIÇÃO DA ÁGUA SUB-SUPERFICIAL

Chaves (2008) analisou a vulnerabilidade de algumas das áreas de recarga do Sistema Aquífero Guarani (SAG), em Ribeirão Preto (SP), que foi obtida através das etapas: identificação das áreas de recarga em função do mapa geológico; estimativa da vulnerabilidade dos solos da área do Projeto Piloto à contaminação por pesticidas e outros poluentes, em função de indicadores físicos e

² FOSTER, S.; HIRATA, R. Determinação do risco de contaminação de águas subterrâneas- Um método baseado em dados existentes. Inst. Geológico de SP, 92 p., 1993. Citados por Chaves (2008).

³ MEAULO, F.J. Mapeamento da vulnerabilidade natural à poluição dos recursos hídricos subterrâneos de Araraquara (SP). Holos Environment, v.6 n.2, 2006.p.70. Citado por Chaves (2008).

hídricos e cruzamento no SIG do mapa de solos com o mapa geológico, para obtenção do mapa de vulnerabilidade das áreas de recarga da área do Projeto. Concluiu que do total de áreas de recarga do SAG na região de Ribeirão Preto (2.500 km²), 29,6% apresentam alta vulnerabilidade à contaminação, e 30,9% apresentam média vulnerabilidade.

2.4. LODOS PROCESSADOS COM N-VIRO

O uso do lodo de esgoto na agricultura é uma forma de disposição de baixo custo e que traz benefícios aos sistemas agrícolas, com ganhos em produtividade, além das melhorias nas propriedades físicas e químicas dos solos (OLIVEIRA, 2001). Entretanto, sua aplicação direta no solo pode levar à contaminação de águas.

O uso do lodo de esgoto em solos agrícolas tem como principal benefício a incorporação de macronutrientes (N e P) e micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn, Mo). Os lodos em geral são pobres em potássio, com cerca de 0,1%, havendo a necessidade de se adicionar esse elemento ao solo. Normalmente, o lodo de esgoto fornece ao solo quantidades suficientes de nutrientes para as culturas, mas para afirmar-se isso categoricamente é preciso o conhecimento da sua composição de forma a se calcular as quantidades adequadas a serem aplicadas, sem correr o risco de toxicidade às plantas, aos animais e ao homem, como também não poluir o ambiente (CETESB, 1999).

O N-Viro é um processo desenvolvido por uma empresa norte americana de tecnologia para tratamento e reciclagem de rejeitos bio-orgânicos, o *“Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada”*. Esse processo envolve a mistura de lodo de esgoto com uma mistura alcalina, sujeitando então essa massa a um período de armazenamento controlado, revolvimento mecânico e secagem acelerada. A mistura alcalina com os biossólidos provoca reação química, que eleva a temperaturas entre 52 – 62°C permanecendo assim por 12 horas, com o nível do pH acima de 12 e teor de sólidos acima de 50%. O controle rígido de temperatura combinado com outros estresses promove a eliminação de bactérias patogênicas. O Processo N-Viro estabiliza e pasteuriza o lodo de esgoto, reduz os odores a níveis aceitáveis, neutraliza ou imobiliza vários componentes

tóxicos, gerando o N-Viro Soil, um produto com aparência granular. Dentre os usos estão o enriquecimento de solos agrícolas e recuperação de áreas degradadas (<http://www.nviro.com/soil.html> em 21/05/2007).

Lucchesi (1997) desenvolveu estudo conduzido com o horizonte B diagnóstico de 3 Latossolos do Paraná. Foram aplicados 4 tratamentos (controle, mineral, N – Viro I, II e III, e Com Til I, II e III), incubados em seringas de polietileno com 60 mL em distribuição totalmente aleatória com 4 repetições. As doses de N-Viro aplicadas no trabalho foram baseadas na concentração total de Zn do lodo. A dose I era a mais baixa e as doses II e III foram 2 e 4 vezes maiores, respectivamente. Em todos os casos o tratamento foi feito em base seca do N-Viro. Cada seringa recebeu 37,5 g de solo. As colunas foram lixiviadas aos 47, 65 e 94 dias depois da incubação com 110 mL de água ultra-pura. Os lixiviados foram coletados e mantidos a 5°C até determinação dos parâmetros. O N-NO_3^- foi determinado por cromatógrafo iônico. Lucchesi (1999) concluiu que para N-NO_3^- os lixiviados apresentaram concentrações muito abaixo do nível máximo de contaminante definido pela USEPA⁴ para águas de consumo humano (10 mg L^{-1}), provavelmente pela volatilização de NH_3 no processo de produção do N-Viro. O solo de Contenda apresentou altos valores para N-NO_3^- , provavelmente por causa do alto conteúdo de C, acima dos outros dois solos estudados.

Salvador (2007) estudou N amoniacal em soluções de percolação a partir da aplicação agrícola de Lodo N-Viro com 0,63% de N sobre colunas remontadas de Cambissolo háplico da região de Palmeira/PR com doses de Lodo de 20, 40 e 60 Mg ha^{-1} . Quando da análise dos teores de N orgânico da água percolada, observou-se aumento do volume de N total e orgânico na 1ª e na 3ª lixiviação. Os maiores teores observados de N orgânico foram os dos tratamentos com gesso (0,52 e 0,81 mg L^{-1} na 1ª e 3ª lixiviação), enquanto os menores teores observados foram os dos tratamentos com N-Viro Soil (0,15 mg L^{-1}) e para N total (N amoniacal + N org) foi de 0,15 mg L^{-1} . Analisando os teores de nitrito e nitrato na água percolada, Salvador (2007) observou que das 3 lixiviações analisadas apenas em uma, a 2ª lixiviação com tratamento de calcário, foram detectados níveis de nitrito acima dos

⁴ USEPA – U.S. Environmental Protection Agency. 1982. *Fate of priority pollutants in publicly owned treatment works – Final Report*, Vo. 1. Effluent Guidelines Division, Washington, DC. EPA 440/1-82/303. e USEPA -Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge. 40 CFR Parts 403 and 503. Federal Register. 60(206):54771-54792. 1995., citados por Lucchesi (1997).

estabelecidas pela legislação brasileira relativos a classificação dos corpos d'água (CONAMA, 2006). Seus resultados levam a afirmar que o uso de N-Viro Soil apresenta baixo risco de contaminação de corpos hídricos causado pelo N, desde que as doses utilizadas sejam agronomicamente adequadas. Tais teores estavam abaixo dos níveis permitidos pela Resolução 357 do CONAMA (MMA, 2006)⁵, considerando que o corpo hídrico receptor apresente um pH entre 7,5 e 8, valor esse de pH alto não encontrado nos corpos hídricos nacionais com frequência.

2.5 LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO NO SOLO E SUAS FORMAS

De acordo com Buckman e Brady (1983), identificam-se dois tipos de movimentos de água do solo em estado líquido dentro do perfil do solo. Um deles é o processo de percolação, com movimento descendente de água livre, o que libera a superfície do solo e camadas superiores de umidade supérflua, provocando o carreamento de sais solúveis (lixiviação). Outro é o escoamento superficial, ou *run-off*, que é o escoamento da água em excesso sobre a superfície do solo que leva consigo nutrientes e partículas de solo, sendo a perda por enxurradas bastante significativa e provocando erosão. As perdas por lixiviação podem ser estudadas através do método do lisímetro, que consiste em medição da percolação e perda de nutrientes em tanques de solo.

Segundo Hillel (1980) a água da chuva purificada pela condensação, quando cai através da atmosfera carrega consigo gases atmosféricos como dióxido de carbono e oxigênio, podendo ainda transportar outros produzidos pela industrialização como óxidos de enxofre e nitrogênio, e ainda sais na costa marítima. As águas de irrigação captadas de águas superficiais ou sub-superficiais podem trazer consigo quantidades significativas de sais dissolvidos e finalmente no período de residência no solo, a água que se infiltra dissolve a maioria dos sais eletrolíticos. As concentrações de sais podem oscilar entre 5 e 10 mg L⁻¹ na chuva, podendo atingir 1000 mg L⁻¹ nas águas de irrigação e 10.000 mg L⁻¹ nos lixiviados de solos salinos. Essas águas, ao passo que se movimentam no perfil, carregam consigo ainda as cargas de soluto no fluxo convectivo e ao mesmo tempo deixam parte

⁵ CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução n. 357 de 17 de Março de 2005**. 23p. 2005. Citada por Salvador (2007).

dessa carga adsorvida aos colóides do solo ou absorvidas pelas plantas. Ao mesmo tempo esses solutos reagem entre si e interagem com a matriz do solo numa sucessão contínua de processos físicos e químicos.

Resende (2002) relata que o nitrato (NO_3^-) é muito solúvel e móvel no perfil de solo e pode haver considerável incremento nos teores de nitrato nas águas profundas por lixiviação. Esse autor menciona que a intensidade do processo de contaminação por nitrato depende das quantidades de N e NO_3^- no solo ou aplicadas a ele, da permeabilidade do solo, condições climáticas, do manejo empregado e da profundidade do lençol freático ou aquífero. Esse aumento da concentração de nitrato pode indicar risco potencial do transporte de outras moléculas de agroquímicos que porventura apresentem dinâmica semelhante no solo.

Além da altíssima solubilidade do nitrato, Raji (1988)⁶ aponta alta afinidade química do N-NO_3^- com óxidos de Fe e Al hidratados e uma tendência forte a processos de lixiviação abaixo da zona radicular e desnitrificação de cerca de 40% do nitrato aplicado no solo (ROSSI et al., 2007).

Comunicados Técnicos da EMBRAPA que abordaram lodo de esgoto tratado como Boeira (2004) e Dynia e Boeira (2000) encontraram concentrações nos lixiviados que mostraram aumentos proporcionais ao aumento da dose base seca, sendo esse um lodo de origem doméstica da ETE Franca. As doses acima de 28 Mg ha^{-1} demonstraram potencial severo de lixiviação de N-NO_3^- .

Oliveira et al. (2000) estudaram a adsorção de nitrato num Latossolo Vermelho escuro com 56% de argila e a identificação das propriedades do solo que mais influenciam este fenômeno. Observaram que houve maior adsorção do N-NO_3^- onde há menores teores de Matéria Orgânica (MO) e com a profundidade do solo em todos os tratamentos, principalmente sob cerrado e cerradão. Observaram que abaixo dos 80 cm de profundidade do solo pode ocorrer a inversão de cargas elétricas negativas. A variação de pH não afetou a adsorção de nitrato e que a aplicação de gesso agrícola no solo reduz a adsorção de nitrato em sub-superfície.

A mobilidade do N-NO_3^- é afetada pelo movimento simultâneo da água e do soluto no solo e seu transporte ocorre principalmente em consequência da **convecção** ou fluxo de massa (HILLEL, 1980).

⁶ RAJI, B.V. **Gesso agrícola na melhoria do ambiente radicular no solo**. São Paulo: ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas, 1988. 88 p. Citado por Rossi et al. (2002).

De acordo com Reichardt (2004), o movimento de solutos que são arrastados pelo fluxo de água que ainda é afetado diretamente pela porosidade e estrutura do solo.

A **difusão** é a movimentação dos solutos por diferença de concentração na solução e no solo, da maior para a menor (REICHARDT, 2004). Processos de **difusão** ocorrem normalmente entre as fases gasosas e líquidas em consequência do movimento Browniano. O efeito em rede tende a equalizar a distribuição dos componentes difusíveis em qualquer fluido multicomponente (HILLEL, 1980).

Dispersão hidráulica na zona saturada do solo é o processo responsável pela disseminação de constituintes químicos na água sub-superficial por difusão (HILLEL, 1980). Curvas de Distribuição, segundo Prata (2002), são estudos de deslocamento miscível que observam o deslocamento de um fluido contendo um soluto através de um meio poroso e do mesmo fluido sem soluto. Prata (2002) estudando movimentação de moléculas químicas comentou que uma maneira de se verificar o potencial de transporte e a movimentação vertical de um soluto no solo é através de “Curvas de Distribuição”. A essas curvas podem ser ajustados modelos matemáticos para explicar o transporte do soluto no solo (MEYER-WINDEL et al., 1999)⁷.

Segundo Hillel (1980), para a difusão na solução do solo o efetivo coeficiente de difusão em geral é menor que na água, pois a solução do solo somente poderá ocupar o espaço da porosidade do solo em condição de saturação, além de considerar a tortuosidade do solo que pode variar em comprimento e largura dos poros, de acordo com o tipo de solo. Em solo insaturado, com o decréscimo da umidade do solo o volume disponível na fase líquida decresce, enquanto que o comprimento do caminho “tortuoso” cresce. O **fator de tortuosidade** (τ) é um parâmetro empírico menor que a unidade, para expressar a razão do comprimento de uma linha reta em uma amostra de solo aproximado ao comprimento do caminho de poros cheios de água para um íon ou molécula difusível. Esse fator foi idealizado para depender tanto do volume da fração sólida, como de sua configuração geométrica da fase líquida, portanto a tortuosidade decresce com o decréscimo de θ . O coeficiente de difusão da fase sólida é fortemente dependente de θ .

⁷ Meyer-Windel; Lennartz-, B.; Widmoser, P. Bromide and herbicide transport under steady-state and transient flow. European Journal of Soil Science, v. 50, p. 23-33, 1999, citado por Prata (2002).

O **fator de retardamento** pode interferir na movimentação do nitrato no perfil de solo, e que de acordo com Oliveira (2004), é “a capacidade de retenção ou efeito-tampão do solo para o deslocamento de determinado elemento ou composto existente no solo”. Esse fator representa um descompasso que existe entre a velocidade de movimentação do soluto no perfil e a velocidade da frente de molhamento da solução nesse solo. A velocidade do soluto pode ser menor caso haja interação com a fase sólida do solo.

Outros fatores podem ser considerados para o efetivo coeficiente de difusão, em especial para solos insaturados com conteúdo significativo de argila onde aumenta a densidade de cátions trocáveis adsorvidos à superfície das partículas, o que corresponde à exclusão de ânions, com possível aumento de viscosidade do líquido e pode retardar a difusão. Por causa de diversos fatores interdependentes que não podem ser analisados separadamente e complicar a análise, Hillel (1980) explicou, reunindo-os num **fator de complexidade** designado α . O entendimento desses dois fenômenos simultâneos participantes do processo de transporte é fundamental para o estabelecimento de práticas de manejo para o controle do movimento de íons do solo (HILLEL, 1980; JURY, 1991).

Oliveira et al. (2001) em estudo com 3 doses de lodo, observaram perdas acima de $100 \text{ kg NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em solos que receberam adubação nitrogenada mineral ou lodo de esgoto convencional para a cultura da cana-de-açúcar. Que “os tratamentos com lodo de esgoto aumentaram a concentração de N- NO_3^- na solução do solo a 0,3, 0,6 e 0,9 m de profundidade” e verificaram o acúmulo de N-orgânico na camada 0 a 0,2 m do solo e de N- $\text{NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ na camada de 0,9 – 1,2 m. Afirmaram ainda que doses de lodo a partir de 33 Mg ha^{-1} demonstrou risco de poluição das águas sub-superficiais com nitrato.

2.6 PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO

2.6.1 Textura do solo

O conhecimento sobre a distribuição granulométrica de partículas sólidas é essencial para várias aplicações na agricultura. Assim, é por meio da análise granulométrica que se determina a textura dos solos, parâmetro fundamental na inferência do potencial de compactação, da disponibilidade de água, da aeração, da

condutividade do solo ao ar, à água e ao calor, da infiltração e da redistribuição de água (PREVEDELLO, 1996).

De acordo com Buckman e Brady (1983) as curvas características de umidade do solo variam com a textura. Os solos de textura mais fina retêm maior porcentagem de água, ao longo de toda a faixa de energia. Tal condição é prevista por possuírem maior porcentagem de matéria coloidal, maior espaço poroso e superfície adsortiva muito maior. A textura é provavelmente o fator de maior importância na retenção de água do solo. O volume de água disponível geralmente aumenta nos solos de textura mais grossa com o teor de matéria orgânica. Porém, quando as texturas são mais finas observa-se que o aumento na capacidade de água disponível são mais influenciados pela textura do que pela matéria orgânica.

2.6.2 Densidade do solo

De acordo com Lal e Shukla (2004) e Kiehl (1979), a **Densidade aparente** (D_a) é a razão entre a massa sólida (m_s) e o volume total (V_t) que inclui massa de água contida, portanto:

$$D_a = \frac{m_s}{V_t} \quad \text{g cm}^{-3} \quad (5)$$

A densidade do solo é influenciada pela textura do solo, assim, solos arenosos apresentam densidade superior ao solo argiloso, enquanto que os solos siltosos apresentam comportamento intermediário. A densidade dos solos arenosos pode variar de 1,3 a 1,8 g cm⁻³, enquanto os solos argilosos esta variação pode ir de 0,9 a 1,6 g cm⁻³ e de 0,2 a 0,6 g cm⁻³ para solos orgânicos (PREVEDELLO, 1996).

2.6.3 Porosidade do solo

De acordo com Lal e Shukla (2004), a porosidade total do solo é o volume de espaços vazios (poros) que é expresso em percentual em relação ao volume total de sólidos, então, representamos como a razão entre o volume de água ou fluidos e ar em relação ao volume total.

Araujo, M.A. et al. (2004) conceituou a **porosidade total** como sendo o conteúdo de água do solo saturado. Quantificou os valores de **macroporosidade** (poros $\geq 50 \mu\text{m}$) e microporosidade (poros $< 50 \mu\text{m}$) submetendo as amostras

saturadas ao potencial de -0,006 MPa (EMBRAPA, 1997), utilizando uma mesa de tensão. Macroporos foram estimados como a diferença entre o conteúdo de água do solo saturado e o conteúdo de água do solo após a aplicação do potencial de -0,006 MPa. O volume de **microporos** foi estimado como sendo o conteúdo de água retido no potencial de -0,006 MPa.

Segundo Kiehl (1979) os solos com partículas de tamanho uniforme são mais porosos do que os de partículas de tamanhos diferentes, pois neste caso as partículas finas podem preencher espaços livres entre o material grosseiro.

O armazenamento, disponibilidade e transporte da solução do solo e do ar dependem da porosidade total além do espaço poroso total distribuído por tamanho, ou seja, a quantidade de macro e microporos (PREVEDELLO, 1996).

Arya et al. (1999) modificaram o modelo Arya-Paris de 1981 e estabeleceram novo modelo para o relacionamento entre a condutividade hidráulica e a distribuição do tamanho das partículas. A taxa de fluxo pelos poros está relacionada ao raio dos poros de forma similar ao idealizado para tubos capilares descritos na equação de Hagen-Poiseuille. Os parâmetros do modelo para fluxo em solo natural foram determinados empiricamente, refletindo efeitos de tamanho e forma das partículas, entre outros. O modelo prediz a condutividade hidráulica para uma ampla faixa de conteúdo de água, desde a quase saturação até extrema seca. Considerando-se solos com grande variedade de textura, densidade aparente e conteúdo de MO, as previsões de condutividade hidráulica foram razoáveis.

2.6.4 Conteúdo de umidade do solo ou umidade volumétrica (θ)

Conteúdo de umidade do solo refere-se água passível de evaporação contida em determinado volume de solo seco ao ar ou a 105°C, até peso constante. A umidade gravimétrica é a razão entre a massa de água e a massa sólida e seca ao ar ($\omega = M_w/M_s$), enquanto que a umidade volumétrica (θ), mais relevante para as atividades de agricultura que a gravimétrica, é a razão entre o volume de água e o volume total ($\theta = V_w/V_t$) (LAL & SHUKLA, 2004).

Para a EMBRAPA (1997) a umidade volumétrica é expressa como:

$$\theta = \frac{100 (\text{peso da amostra úmida (g)} - \text{peso da amostra seca (g)})}{\text{Volume da amostra (cm}^3\text{)}} \quad (6)$$

O valor da **umidade saturada** ou conteúdo de água saturado do solo (θ_s) pode ser definido como o volume total de poros identificado no solo (ARAUJO, 2004).

A EMBRAPA (1997) considera que a **umidade residual** contida numa amostra de solo, depois de preparada e seca ao ar ou estufa a 40°C. A unidade residual é determinada pela seguinte fórmula:

$$Ur = \frac{100 (\text{peso da amostra seca ao ar} - \text{peso da amostra seca a } 105^\circ \text{ C})}{\text{peso da amostra seca a } 105^\circ \text{ C}} \quad (7)$$

Reichardt e Timm (2004) mencionaram a necessidade da definição de constantes do solo em termos de potencial para a água disponível para as plantas, sendo que -1/3 atm (-33 kPa) foi estabelecida a energia para capacidade de campo (CC) e -15 atm (-1,5 MPa) para ponto de murcha permanente (PMP) ou coeficiente de murcha, quando as plantas não conseguem mais retirar a água do solo.

Reichardt (1978) citou ainda conceitos como a **água gravitacional**, que corresponde à fração da água do solo que fica “livre” quando o solo está próximo da saturação, sob potenciais de pressão entre 0 e -1/3 atm (-33 kPa ou -0,03 MPa). Move-se pela força da gravidade e não permanece disponível para as plantas. Já a **água capilar** ou a água disponível para as plantas, é a água retida entre a capacidade de campo (CC) a -1/3 atm e o potencial higroscópico (coeficiente de murcha), a aproximadamente -30atm (3 MPa). A **água higroscópica** é retida entre os potenciais -30 e -10.000 atm (entre 3 e 1000 MPa) completamente indisponível às plantas. Parte dela pode ser retirada do solo por meios bruscos como aquecimento, permanecendo após isso a água de constituição. Estas “diferentes” águas podem passar de uma categoria para outra, dependendo da energia (pressão) envolvida no processo.

O potencial total da água no solo (ψ) está relacionado ao potencial de pressão (ψ_P), potencial gravitacional (ψ_g), potencial osmótico (ψ_{os}) e potencial matricial (ψ_m), sendo representado pelo somatório de todos estes componentes. Sinônimos de potencial matricial usados são: tensão da água no solo, potencial capilar e até pressão negativa. O potencial mátrico é o resultado de forças capilares e de adsorção que existem na interação da matriz do solo com a água, incluindo a

tensão superficial da água e de seu ângulo de contato com as partículas sólidas. Por isso, diferente dos potenciais de pressão, de gravitacional e osmótico, o componente matricial não é calculado devido a sua complexidade. “Até o momento a medida de ψ_m é experimental, feita por tensiômetros ou outros instrumentos de pressão ou sucção. No solo, ψ_m está relacionado com θ , isto é, quanto maior o θ (mais úmido), maior ψ_m (ou menos negativo)” (REICHARDT, 2004).

2.6.5 Curva de retenção de água

A curva de retenção é o gráfico que relaciona conteúdo de água no solo e o potencial mátrico do solo. O conteúdo de água revela a quantidade de água presente no solo, enquanto que o potencial mátrico é a medida da energia de retenção da água pela matriz do solo (REICHARDT E TIMM, 2004).

A partir da obtenção da Curva de Retenção de um solo pode-se estimar ψ_m conhecendo-se θ . Os diferentes θ vão refletir o comportamento da água no solo em termos de disponibilidade para as plantas (AGUIAR, 2007).

Conhecendo-se a Curva Característica de água de um solo, são possíveis aplicações práticas e científicas, destacando-se porosidade drenável, capacidade de campo, disponibilidade total de água, condutividade hidráulica não-saturada, além do manejo de irrigação e balanço hídrico, determinando-se variações de armazenamento de água no solo (MELLO et al., 2005).

Na ocorrência de altos teores de água os fenômenos capilares têm maior importância na determinação do ψ_m e a curva de retenção dependerá de fatores como arranjo e dimensão dos poros, porosidade e densidade do solo, principalmente para altos teores de água. Para baixos teores de água o potencial matricial praticamente independe da densidade do solo e porosidade na determinação da curva característica da água no solo (REICHARDT; TIMM, 2004).

De acordo com a EMBRAPA (1997) a determinação da curva de retenção de água no solo pode empregar diversos métodos, dentre eles, o funil de placa porosa e a mesa de tensão para pressões abaixo de 10 kPa, e a câmara de pressão de Richards, para tensões maiores, em amostras de solo deformado e indeformado.

Araujo, M.A. et al. (2004) determinou a curva de retenção de água (CRA) utilizando os seguintes potenciais: -0,004, -0,006, e -0,01 MPa numa mesa de

tensão adaptada de Topp e Zebtchuk (1979)⁸ e, -0,033, -0,07, -0,1, -0,3 e -1,5 MPa, utilizando pressões aplicadas em câmaras com placas porosas, conforme Klute (1986)⁹ e EMBRAPA (1997).

Conforme Arya et al.(1999) o conhecimento da Condutividade hidráulica como função do conteúdo de água - $K(\theta)$ ou pressão de altura - $K(h)$ é essencial para a solução de muitos problemas envolvendo fluxo de água e transporte de massa em solos insaturados. Na agricultura a informação sobre um solo é necessária para o planejamento de diversas atividades como as de irrigação com vistas à maior produtividade e produção agrícola, bem como para o conhecimento da dinâmica de moléculas potencialmente poluidoras das águas.

Vaz et al. (2005) validaram o Modelo Arya-Paris (AP) para solos brasileiros. O modelo AP prevê as curvas de retenção de água no solo baseado na distribuição por tamanho das partículas (PSD – particle-size distribution), estimando os raios dos poros (r_i) a partir do raio R das partículas esféricas (R_i) e por escala do comprimento dos poros relacionado com o parâmetro α (porosidade) (ARYA e PARIS, 1981)¹⁰. Este trabalho usou 3 diferentes valores para α : $\alpha = 1.38$, 0.938 (valores de literatura), e 0.977 (obtido no trabalho do autor); e a abordagem da variável- α , onde α é determinado em função do conteúdo de água no solo θ . O valor de α foi validado para as 104 amostras de solos brasileiros foi o de 0,977. Inicialmente Arya e Paris (1981) estimaram α em 1,38, valor que mostrou-se adequado para solos mais arenosos e menos estruturados.

Ainda de acordo com Reichardt e Timm (2004), Jury et al.(1991) e Hillel (1980) a relação entre ψ_m e θ pode ser obtida de duas maneiras: por secamento de uma amostra de solo saturada de água e aplicando-se diferentes tensões de forma gradual, ou por molhamento, com uma amostra seca ao ar que através de redução da sucção ocorrerá molhamento gradual. Ambos métodos fornecem curvas contínuas, que em geral serão diferentes. Este fenômeno é denominado **histerese**, pois θ em condição de equilíbrio em determinado potencial é maior na curva de

⁸ TOPP, G.C. & ZEBTCHUK, W. The determination of soil water desorption curves for soil cores. Can. J. Soil Sci., 59:19-26, 1979, citados por ARAUJO, M.A. et al. (2004).

⁹ KLUTE, A. Water retention: Laboratory Methods. In: KLUTE, A., ed. Methods of soil analysis - physical and mineralogical methods. Madison, America Society of Agronomy, 1986. p.635-660. Citado por ARAUJO, M.A. et al. (2004).

¹⁰ Arya, L.M.; J.F. Paris. A physicoempirical model to predict soil moisture characteristics from particle-size distribution and bulk density data. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:1023–1030, 1981, citados por Vaz et al. (2005).

secamento do que na curva de molhamento. A histerese é atribuída à não-uniformidade dos poros individuais com relação a fenômenos capilares, bolhas de ar que permanecem fixas nos macroporos; e a contração e expansão de argilas durante o secamento e molhamento. Quando os dois fenômenos ocorrem simultaneamente haverá sérias dificuldades na descrição matemática do fluxo de água no solo. Se assim ocorrer, a histerese precisa ser desprezada. Quando descrito apenas o molhamento (infiltração) o problema é contornado.

2.6.6 Capacidade de campo

De acordo com Souza e Reichardt (1996), a Capacidade de Campo (CC) teve o início de definição de seu conceito a partir dos trabalhos de Veihmeyer e Hendrickson (1931,1949)¹¹, que se referiam à “quantidade de água retida pelo solo depois que o excesso tenha sido drenado, o que geralmente ocorre dois ou três dias depois de uma chuva ou irrigação em solos permeáveis de estrutura e textura uniformes” e que Colman (1946)¹² foi o primeiro a relacionar o estado de energia da água ao processo, e não apenas a quantidade como na forma anteriormente descrita. Estes fatos geraram grande volume de trabalhos desenvolvidos em laboratório sobre física do solo, principalmente publicações tratando sobre granulometria e porosidade.

Segundo Reichardt (1978) “a capacidade de campo é o resultado de um comportamento dinâmico da água no perfil do solo e não algo intrínseco à sua matriz”. Souza e Reichardt (1996) citam Leamer e Shaw (1941)¹³ que propuseram o uso da mesa de tensão de 0,4 m de coluna de água como indicativo do fim da drenagem livre e a divisão da porosidade capilar e não capilar; e dentre outros trabalhos citados por eles, como Richards (1949)¹⁴ e Jamison e Kroth (1958)¹⁵,

¹¹ VEIHMAYER, F.J.; HENDRICKSON, A.H. The moisture equivalent as a measure of the field capacity of soils. Soil Sci. Baltimore, 32:181-193, 1931 e VEIHMAYER, F.J.; HENDRICKSON, A.H. Methods of measuring field capacity and permanent wilting percentage of soils. Soil Sci., Baltimore, 68:75-95, 1949. Citados por Souza e Reichardt (1996).

¹² COLMAN, E.A. A laboratory procedure for determining the field capacity of soils. Soil Sci., Baltimore, 67:277-283, 1946. Citado por Souza e Reichardt (1996).

¹³ LEAMER, R.W.; SHAW, B. A simple apparatus for measuring non-capillary porosity on a extensive scale. J. Am. Soc. Agron., Washington, 33:1003-1008, 1941. Citado por Souza e Reichardt (1996).

¹⁴ RICHARDS, L.A. Methods of measuring soil moisture tension. Soil Sci., Baltimore, 68:95-12, 1949. Citado por Reichardt (1978).

todavia “foi Colman (1946)¹² quem estabeleceu o valor de -3,44, que é o valor de -30 kPa, o mais utilizado até hoje”.

Souza e Reichardt (1996) e Paixão et al. (2004) afirmam que não há consenso quanto ao conceito de CC e das medidas que possam representá-la. Concluíram que: o uso de parâmetros estáticos como determinação dos valores do potencial da água do solo, de umidade ou tempo de drenagem após saturação como caracterização da CC não deve ser adotado por não apresentarem correlações que possam ser sistematizadas; que as medições mais adequadas são as feitas a campo, as de medida de fluxo em pontos paralelos à superfície do solo e profundidade são fundamentais; e que o estudo da CC deve considerar condições iniciais e de contorno para o molhamento e secamento do perfil do solo, pois estas condições podem gerar grande variabilidade de resultados.

2.6.7 Condutividade hidráulica (K)

A relação entre a condutividade hidráulica com o potencial de água e conteúdo de água é uma característica básica que condiciona a movimentação da água no solo. Seu valor em dado potencial de água do solo representa um papel importante em vários processos, e acima de todos, quando fornece às plantas água e nutrientes. O conhecimento desta característica é necessário para a descrição do movimento da água prevendo sua distribuição nos perfis de solo, projetos de implementos para irrigação e modelagem de processos de transporte e poluição (REICHARDT e TIMM, 2004).

De acordo com a EMBRAPA (1997) a Condutividade Hidráulica (K) é a “velocidade com que a água se movimenta através do solo”. Amostras saturadas são colocadas em permeâmetro de carga constante, e medida quantitativa da condutividade hidráulica é obtida através da aplicação da equação de Darcy após 7 – 8 horas, ou quando os valores atingirem a estabilidade.

A condutividade hidráulica do solo é dependente das propriedades do fluido e principalmente do meio poroso homogêneo. Propriedades físicas do solo, como a textura e a estrutura determinam o fluxo de água no solo. Se o solo se

¹² JAMISON, V.V.; KROTH, E.M. Available moisture storage capacity in relation to textural composition and organic matter content of several Missouri soils. Soil Sci. Am. Proc., Madison, 22:189-192, 1958. Citado por Reichardt (1978).

encontra com os poros cheios de água, a condutividade denomina-se condutividade hidráulica saturada. Neste caso, o solo que apresenta maior macroporosidade, que efetivamente permite a movimentação de água no solo, será o mais condutivo, uma vez que dispõe de maior área de transporte (CURI et al., 1993).

Segundo Ottoni Filho (2003) a condutividade hidráulica ou permeabilidade é uma das grandezas pedológicas mais intimamente relacionadas aos processos da porção mais superficial do perfil, e está fortemente relacionada com a taxa de infiltração básica e com a permeabilidade intrínseca dos macroporos. Este mesmo autor indica a taxa de infiltração básica como a grandeza que mais interfere nas taxas reais de infiltração e escoamento superficial, “pode também ser vista como medida relativa, parcial, da permeabilidade de ar nos macroporos”.

Para Lal e Shukla (2004), a Condutividade hidráulica em meio insaturado (K_θ) depende do conteúdo de água e potencial matricial (Φ_m). Solos com textura mais grosseira e elevado teor de areia apresentam maior K_θ comparados a solos argilosos, mas decresce mais rapidamente neste tipo de solo do que no solo mais argiloso. Desta forma, como o solo arenoso apresenta maior volume de macroporos é drenado mais rapidamente do que os solos de textura fina, com maior volume de microporos. A condutividade hidráulica em meio saturado (K_s) e poroso como o solo refere-se ao comportamento da água quando todos os poros estão preenchidos de água ($\theta = s = 1$) (LAL e SHUKLA, 2004). É um parâmetro composto que compreende o meio e a água sob determinada temperatura e pressão. Os métodos para mensurar a K_s dos solos são baseados na aplicação direta da Lei de Darcy. Uma coluna saturada com área da seção uniforme e diâmetro grande o suficiente para validade da presunção de fluxo unidimensional submetido a um gradiente hidráulico. O fluxo de água resultante é medido e a proporcionalidade constante na Lei de Darcy dá valor de K_s da coluna de solo.

Para a EMBRAPA (1997) K_s (cm/h) é calculada por:

$$K_s = \frac{Q \cdot L}{A \cdot H \cdot t}; \quad (8)$$

onde Q é volume do percolado em mL, ou seja, o valor da última leitura quando não há variação entre valores anteriores obtidos em permeâmetro, ou a média das duas leituras quando há alguma variação; L é altura do bloco de solo em

cm; H = altura do bloco da coluna em cm; A é a área do cilindro em cm² e t o tempo em horas.

Prevedello (1996) expressa K_s como:

$$K_s = \frac{V}{A \cdot t \cdot \frac{\Delta h}{\Delta z}} ; \quad (9)$$

onde V é volume do percolado em mL; A é a área do cilindro em cm²; t o tempo em horas; Δh é a altura de solo em cm e Δz a altura do bloco da coluna (água + solo).

2.7 QUÍMICA DO SOLO

Dentre os elementos químicos do solo, existem fatores que podem alterar qualidade e quantidade das reações que nele ocorrem. Dentre esses fatores podemos citar: Matéria orgânica (MO) e substâncias húmicas, Capacidade de Troca Catiônica (CTC), pH, cargas elétricas existentes no meio, tipos de argila e argilominerais, população microbiana, densidade e porosidade (SPOSITO, 1989; MEURER, 2006).

A MO serve como fonte de energia e nutrientes para os organismos do solo (C) e é fonte de N, S e P quando mineralizada. A existência de MO humificada no solo indica a ação de agentes biológicos, organismos e suas associações cujo habitat é o solo (YAMADA et al., 2007).

De acordo com Meurer (2006), esses organismos promovem transformações bioquímicas em seus relacionamentos com o ambiente. A população pode variar de 100 mil a 100 milhões por grama de solo. O estado de transformação do material de origem orgânica interfere na atividade desses organismos, pois variam de resíduos de vegetais por insetos e minhocas, até a decomposição dos fragmentos vegetais por bactérias, fungos e actinomicetos, que liberam N.

A MO apresenta cargas elétricas de superfície e contribui para a CTC entre 20 e 70% nos solos tropicais. Exerce poder tampão da acidez pela capacidade de liberar ou receber íons H⁺ e regula a disponibilidade de vários micronutrientes essenciais como Cu²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺ e outros, por sua alta reatividade, também afetando a mobilidade e outras propriedades de moléculas orgânicas como agroquímicos. Para as propriedades físicas do solo a MO contribui participando das ligações entre as partículas individuais do solo, atuando como agentes cimentantes

na formação e estabilização dos agregados, afetando a aeração, permeabilidade e capacidade de retenção de água. A presença de poros no solo afeta a infiltração de água e troca de gases entre solo e ar. Em solos agrícolas corrigidos ou onde o pH tenda à neutralidade a MO está em dissociação junto com os grupos carboxílicos (COOH) e fenólicos (pH entre 4,0 e 7,0), gerando cargas negativas no solo (MEURER, 2006).

Sabe-se que a matéria orgânica do solo (MO) tem efeito direto sobre as características físicas, químicas e biológicas do solo, sendo considerada parte fundamental para a manutenção da capacidade de retenção de água e, conseqüentemente, a capacidade produtiva dos solos em qualquer ecossistema terrestre. Do ponto de vista físico, a MO melhora a estrutura do solo, reduz a plasticidade e a coesão, aumenta a capacidade de retenção de água e a aeração, permitindo maior penetração e distribuição das raízes (RICCI, 2006).

Em estudo de Costa et al. (2003) identificou-se que a presença de MO no solo em plantio direto promove melhores condições estruturais, evidenciadas principalmente pela redução da densidade do solo em sub-superfície e pelo aumento da estabilidade de agregados na camada superficial do solo. O solo sob plantio direto apresentou menor temperatura e maior umidade volumétrica na camada mais superficial e melhora nas demais propriedades físicas do solo, pode ter contribuído para os maiores rendimentos acumulados de soja e milho naquele sistema de manejo.

Os ácidos húmicos e fúlvicos apresentam ambas características importantes como: polifuncionalidade com ampla gama de reatividade pela existência de diversos grupos; desenvolvimento de carga molecular de caráter aniônico em nível de conformação molecular; hidrofiliabilidade, que é a tendência de formar ligações de hidrogênio com a água, dissolvendo grupo funcionais COOH e OH e labilidade estrutural, que é a capacidade de associação e de mudança de conformação molecular, de acordo com os valores de pH, condições de redox, concentração eletrolítica e um grupo funcional ligado (SPOSITO, 1989).

Substâncias Húmicas são compostos poliméricos refratários da matéria orgânica do solo, produzidos através de **ação microbiana**, que diferem dos biopolímeros pela estrutura molecular e pela longa persistência no solo. São frações da matéria orgânica que exercem no solo e nas plantas uma série de ações físicas, químicas e biológicas que melhoram seu nível de fertilidade. Um conceito de

“Substâncias Húmicas” considera como **extrato húmico total** o resultante das últimas fases de transformação da matéria orgânica formada por: Ácidos Húmicos; Ácidos Fúlvicos; Ácidos Hymatomelanicos (de menor importância) e Huminas. (SPOSITO, 1989).

Segundo Meurer (2006), as cargas elétricas surgem através de substituições isomórficas ($\text{Si}^{4+} \times \text{Al}^{3+}$; $\text{Al}^{3+} \times \text{Mg}^{2+}$ e Fe^{2+}) nas estruturas de um ou mais íons no meio a partir da formação dos minerais a partir da rocha, com muita frequência formando silicatos e originando excesso de cargas negativas (cargas permanentes não dependentes do pH), proporcionando a adsorção de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ . Argilominerais - Óxidos de Fe – Goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) que proporciona cor amarelada, como no solo de Contenda e hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), que provoca cores avermelhadas em climas quentes, como nos Latossolos de Londrina e Paranaíba. Solos basálticos podem apresentar até 150 g kg^{-1} de óxidos de Fe. Quando acumulados formam plintita, petroplintita e lateritas. Ox. de Fé apresentam cargas elétricas variáveis, positivas ou negativas, dependendo do pH do solo. Óxidos de AL – Gibbsita ($\gamma\text{-Al(OH)}_3$) exige ambientes com baixo Silício, restrito a materiais altamente intemperizados e dessilicatados.

A Capacidade de Troca Catiônica – CTC é a soma total de cátions permutáveis que um solo poderá adsorver íons expressa em $\text{mmol}_c/\text{dm}^3$ o que representa 10 vezes o valor em $\text{meq}/100 \text{ mL}$ ou $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$.

Segundo Andreoli e Carneiro (2002), quando o pH do solo está na faixa da acidez, o N se encontra em maior quantidade nas formas amínicas e amoniacais (N-NH_4^+) em relação às formas nítricas (N-NO_3^-). As perdas de N nas formas gasosas NO , N_2O , N_2 e NH_3 são relevantes no processo de mineralização.

Propriedades físicas do solo como textura afetam a movimentação de íons no solo. A densidade afeta a permeabilidade do solo pelo maior ou menor espaço poroso. e a porosidade que define o espaço do solo ocupado por ar e água, entre micro e macroporos. Solos argilosos têm maior porosidade total e grande quantidade de microporos, enquanto que os arenosos têm grande volume de macroporos. (MEURER, 2006).

A Capacidade de Troca de Ânions tem função na quantificação de ânions como Cl^- e NO_3^- que porventura estejam adsorvidos como complexos de esfera-externa. Como os solos das regiões tropicais têm pH geralmente ácido, estão abaixo

do PCZ dos componentes do solo com cargas dependentes de pH, principalmente os óxidos que têm PCZ elevado. Assim, a carga líquida da superfície das partículas é positiva, atraindo os ânions. Todavia existem ânions que são adsorvidos preferencialmente em relação ao Cl^- e NO_3^- na forma de complexos de esfera-interna (quimiossorvidos), como fosfato ou sulfato, deixando cloro e nitrato livres na solução havendo potencial de lixiviação. Outro fator que poderia interferir nos resultados desta pesquisa é o Ponto de Carga Zero (PCZ). Dependendo da composição mineralógica do solo variam as cargas elétricas positivas e negativas no meio. Existe um valor pH característico de cada solo em que o número de cargas negativas é igual ao de cargas positivas e não há retenção de ânions nem de cátions, havendo perda de nutrientes, que é o PCZ. Quando o pH do solo estiver abaixo do PCZ, há predomínio de cargas positivas e quando o pH estiver acima, predominam cargas negativas nas superfícies das partículas. Exemplos: caulinita com PCZ = 4,6 hematita, goethita e gibbsita tem PCZ entre 7,8 e 9,5 (MEURER, 2006).

Os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos são compostos não bem definidos quimicamente, constituem a parte mais qualificada da matéria orgânica e responsável pela fertilidade. Formam humatos e fulvatos com os cátions do solo, evitando a retrogradação. Os ácidos húmicos têm um maior efeito de melhoria sobre as propriedades e estrutura do solo, enquanto os ácidos fúlvicos atuam mais sobre a nutrição da planta como ativadores de seu metabolismo. Desbloqueiam elementos dos compostos que os compõem, fixam os nutrientes existentes nos adubos, diminuindo as perdas por lixiviação, ativam a flora microbiana nativa ou aplicada (Inoculantes), favorecem o desenvolvimento do sistema radicular aumentando a rizosfera em até três vezes inclusive na vertical, aumentando a capacidade de exploração do solo, em simbiose planta-microorganismos produzem antibióticos contribuindo para a sanidade da planta e sua produção, aumentam a permeabilidade celular facilitando a absorção de nutrientes (SPOSITO, 1989; LUCHESE et al., 2006).

3 METODOLOGIA

A avaliação do modelo Hydrus 1-D consistiu em se comparar os dados levantados experimentalmente a partir de colunas de solo, aos prognosticados pelo modelo de lixiviação Hydrus 1-D. Para tanto, foram construídas colunas de solo experimentais, nas quais foram aplicadas doses diferentes de N-Viro e volumes de água suficientes para garantir a percolação e lixiviação até o fundo da coluna.

As condições de contorno e iniciais das colunas foram então aplicadas ao modelo Hydrus 1-D e os resultados foram comparados.

A variável usada para a validação foi a concentração total de N-NO_3^- do lixiviado. Antes disso, porém, o tempo de frente de molhamento e os valores percolados das colunas e armazenados de água nas mesmas foram usados para calibrar o modelo.

3.1 SELEÇÃO DE SOLOS, COLETA DE AMOSTRAS E PREPARO DE SOLO

As classes de solo selecionadas foram: um Latossolo Vermelho (LV) derivado de basalto sob floresta na Estação Experimental do IAPAR de Londrina; um Latossolo Vermelho (LV) derivado do Arenito Caiuá, da Estação Experimental de Cana-de-açúcar de Paranaíba; e o Latossolo Vermelho-amarelo (LVA) derivado do migmatito coletado em propriedade particular em Contenda (EMBRAPA, 1999). Estes solos foram selecionados por representar diferentes materiais de origem, que consistem nos solos das áreas agrícolas próximas a três grandes áreas urbanas com potencial para receber lodo de esgoto.

Foram coletadas amostras deformadas dos solos nos pontos geográficos indicados na TABELA 2, num total de 450 kg para realização de análises físicas e químicas do solo e montagem das colunas. As amostras foram retiradas dos respectivos horizontes B diagnósticos, em diferentes profundidades para cada perfil estudado. Foram coletados solos dos horizontes B1, para o Latossolo Roxo de Londrina; Latossolo Vermelho em Paranaíba; e um Latossolo Vermelho-amarelo de Contenda, como demonstra a TABELA 3.

TABELA 2 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS DE COLETA

Ponto de Coleta	Altitude (m)	Latitude	Longitude
Paranavaí	452	22° 58' 35,6" S	52° 27' 54,1" W
Londrina	554	23° 21' 11,0" S	51° 9' 51,9" W
Contenda	942	25° 41' 38,4" S	49° 33' 7,4" W

TABELA 3 - PROFUNDIDADES DOS HORIZONTES DOS PERFIS ESTUDADOS

Horizonte	Londrina	Horizonte	Paranavaí	Horizonte	Contenda
O ₁	4 – 0 cm	Ap	0 – 15 cm	O1	5,5 – 0,5 cm
A	0 – 16 cm	AB	15 – 28 cm	O2	0,5 – 0 cm
AB	16 – 40 cm	BA	28 – 60 cm	A ₁₁	0 – 8 cm
BA	40 – 75 cm	B1	60 – 125 cm	A ₁₂	8 – 21 cm
B1	75 – 135 cm	B2	125 – 215 cm	A ₁₃	21 – 40 cm
B2	135 – 200+cm	-	-	A ₃	40 – 48 cm
	-	-	-	B ₁	48 – 61 cm

Fonte: adaptada de LUCCHESI (1997).

O solo coletado foi seco ao ar, moído por máquina vibratória e foi passado em peneira de 2 mm, pesado e acondicionado em tubos de PVC, configurando as colunas de percolação.

3.2 METODOLOGIA DAS ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO SOLO

3.2.1 Análises Físicas do Solo

Os 3 solos foram caracterizados fisicamente para os seguintes fatores: granulometria, densidade do solo, conteúdo de água no solo saturado (θ_s), conteúdo de água residual do solo (θ_r), condutividade hidráulica saturada (K_s), volume lixiviado, tempo de frente de molhamento atingir o fundo da coluna, volume de água armazenado na coluna, além de definir tortuosidade e os parâmetros de ajuste (n , α , τ) de acordo com as características de cada solo.

A **densidade aparente** (g cm^{-3}) foi determinada a partir do volume de solo inserido nas colunas de cada solo estudado. O volume das colunas, com 9,8 cm de diâmetro e 60 cm de altura, foi de 4.526 cm^3 . Cada coluna sofreu 8 vibrações de 5

cm de altura até que o solo se acomodasse na mesma altura para todas as colunas experimentais .

A análise granulométrica seguiu a metodologia preconizada pela EMBRAPA (1997).

A Curva de Retenção foi obtida submetendo-se anéis volumétricos com solo saturado às tensões de 6, 10, 100 e 1500 kPa.

3.2.2. Condutividade Saturada das Colunas de Solo

A **condutividade hidráulica saturada** das colunas foi obtida por experimento que seguiu metodologia preconizada pela EMBRAPA (1997), utilizando-se um permeâmetro (FIGURA 2) de carga constante construído para anéis volumétricos e ajustado para as colunas de 60 cm de solo. As colunas foram submetidas a lâminas de água com $3,5 \pm 1$ cm, que foi a carga hidráulica constante por 8 horas seguidas. A cada hora foi coletada a água que percolou pelas colunas em recipientes PET de água mineral que foram pesadas.

Para cada uma das colunas foram anotados: altura do solo e altura da lâmina de água. Com volume anotado nas 2 últimas horas foi feita a média e o valor aplicado à fórmula (8).



FIGURA 2 - FOTO DO PERMEÂMETRO

3.2.3 Análises Químicas do Solo e do Lodo

Antes da aplicação dos tratamentos, os solos foram analisados segundo metodologias propostas pela EMBRAPA (1999).

O pH foi analisado por CaCl_2 e SMP e lido em potenciômetro. A análise de Al^{3+} usou o método do KCl 1N e titulometria com NaOH 0,025N. Ca^{2+} e Mg^{2+} foram extraídos por KCl 1N e determinados por titulação de EDTA até a viragem com negro de eriocromo-T (NE-T). P e K^+ foram extraídos por Mehlich 1 (H_2SO_4 0,0125 M + HCl 0,05M) e determinados por espectrofotometria. C foi determinado pelo método colorimétrico usando-se dicromato de potássio 0,5 M, sulfato ferroso + indicador Fenilalanina (relacionado ao Wakley-Black).

O produto utilizado para incubação do solo foi o N-Viro Soil, preparado a partir de lodo de esgoto urbano proveniente da ETE-Belém/Sanepar de Curitiba-PR (Estação de Tratamento de Esgoto - Companhia de Saneamento do Paraná). O resíduo foi resultado de processo de digestão aeróbica com lodos ativados que, de acordo com Socrates (1995)¹⁶. Este lodo de esgoto, já desaguado, foi submetido ao “Processo N-Viro” (LOGAN; BURNHAM, 1995)¹⁷ para sofrer desinfecção, secagem e conversão em produto reciclado.

O Lodo N-Viro aplicado foi analisado para N-NO_3^- pela metodologia de KCl 1M seguida de destilação a vapor.

3.3 EXPERIMENTO EM COLUNAS DE PERCOLAÇÃO

3.3.1 Montagem das Colunas

O solo foi peneirado em peneira de 2 mm. Foram utilizados tubos novos de PVC reciclado com dimensões de 9,8 cm de diâmetro interno, 10 cm de diâmetro externo e 65 cm de altura, dos quais apenas 60 cm continham solo e o espaço livre serviu como reservatório de água durante a lixiviação. Tampas de PVC com 10 cm

¹⁶ SÓCRATES, W.P. Análise da performance da estação de tratamento de Esgoto Belém. **SANARE**, v.3, n.3, p.25-30, 1995. Citado por SALVADOR (2007).

¹⁷ LOGAN, T.J.; BURNHAM, J.C. The alkaline stabilization with accelerated drying process (N-Viro): An advanced technology to convert sewage sludge into a soil product. p.209-223. In: American Society of Agronomy. KARLEN, D.L.; WRIGHT, R.J.; KEMPER, W.O. (Eds.). **Agriculture utilization of urban and industrial by-products**. 295p. 1995. Citado por SALVADOR (2006).

de diâmetro e com um furo de 0,8 cm no centro (FIGURA 3) foram utilizadas como sistema de contenção de solo da coluna.



FIGURA 3 - DRENAGEM DAS COLUNAS DE SOLO MONTADAS

Cada coluna montada foi transportada individualmente até a base de experimento na casa de vegetação, para evitar novas vibrações involuntárias alterando a altura e compactação na coluna de solo.

Foi realizado experimento paralelo para definir a capacidade de campo. Foram montadas colunas usando-se exatamente a mesma metodologia das colunas do experimento principal, inseridos 3.000 mL e medido o volume percolado depois de 3 dias (72 horas). Os resultados são mostrados na TABELA 4.

TABELA 4 - CAPACIDADE DE CAMPO DOS SOLOS ESTUDADOS

Solo	Capacidade de Campo (mL)	80% da CC (mL)
LV - Londrina	2.500	2.000
LV - Paranavaí	1.460	1.168
LVA - Contenda	2.130	1.700

A FIGURA 4 mostra aspecto geral aproximado do experimento conduzido na casa de vegetação do Departamento de Solos do Setor de Ciências Agrárias da UFPR, conforme modelo a seguir. As amostras serão tomadas a diferentes profundidades como expresso no item 3.1.



FIGURA 4 - COLUNAS DE PERCOLAÇÃO EM CASA DE VEGETAÇÃO.

3.3.2 Tratamentos Aplicados

Foram aplicados 4 tratamentos de N-Viro aos 3 tipos de solos estudados, com 4 repetições. Para tanto, utilizou-se delineamento inteiramente casualizado com base na tabela de randomização de MARTINS (2006).

Os tratamentos aplicados foram: Testemunha, N-Viro 1, N-Viro 2, N-Viro 3. As doses aplicadas estão caracterizadas na TABELA 5.

TABELA 5 - DOSES DE N-VIRO APLICADAS NOS 3 TIPOS DE SOLOS EM BASE SECA.

Tratamentos	Dose N-Viro		N kg ha ⁻¹
	g	ton ha ⁻¹	
Test	0	0	0
N-Viro 1	26	34	72
N-Viro 2	52	69	145
N-Viro 3	104	138	289

*Os valores desta TABELA foram gerados a partir de LUCCHESI (1997) e as doses foram calculadas em base seca.

O tratamento 2 de N-Viro recebeu o dobro da taxa aplicada na dose 1 e o tratamento 3 recebeu quatro vezes a dose 1. As doses aplicadas foram proporcionais à camada arável de solo (20 cm de profundidade). Nas colunas em estudo o volume calculado de solo foi de 1.643 g no solo de Contenda, 1.697g no solo de Londrina e 2.070 g no de Paranavaí.

Os experimentos para solo de cada localidade foram desenvolvidos em diferentes dias. Primeiramente as colunas receberam 80% da CC de água deionizada (condutividade $< 0,5 \mu\text{S m}^{-1}$), segundo o QUADRO 1.

QUADRO 1 - DATAS DE INCUBAÇÃO E LIXIVIAÇÃO E DE VOLUMES DE ÁGUA APLICADOS PARA INCUBAÇÃO.

Solo	Data Incub*	Data Lixiv	Volume H ₂ O (mL) incubação
Contenda	22/12/2007	7/1/2008	1.700
Londrina	18/1/2008	5/2/2008	2.000
Paranavaí	14/1/2008	2/2/2008	1.168

O volume de CC foi estimado em experimento paralelo, inserindo-se 3 L de água deionizada em colunas idênticas às colunas do experimento principal. Depois de 3 dias os volume percolados foram medidos.

Depois de inserida a água, as doses de N-Viro foram incorporadas ao solo na profundidade de 2 cm do solo (FIGURA 5). Os tratamentos permaneceram em ambiente aeróbio, mesmo que fechados por lâmina de alumínio no topo para evitar perda de N e água nos 15 dias previstos para o período de incubação.

Após incorporação do N-Viro base seca colocou-se um filtro de papel com 80g/m^2 , maioria de poros com $14 \mu\text{m}$ sobre a coluna de solo, com o objetivo de melhorar a distribuição da água durante o experimento de lixiviação que aconteceu 15 dias após a incubação.



FIGURA 5 - FOTO DA INCUBAÇÃO

3.3.3 Metodologia das Lixiviações

As colunas de solo de Londrina, Contenda e Paranavaí foram lixiviadas em experimentos diferentes (QUADRO 1), para melhor controle do tempo de frente de molhamento de cada uma das colunas. Após 15 dias da incubação inseriu-se 1.000 mL de água deionizada em cada coluna (FIGURA 6). Para controle da velocidade da entrada de água no topo de cada coluna. Foram utilizados equipamentos hospitalares e garrafas PET de água mineral de 1,5L que foram reunidos em uma barra nivelada e suspensa sobre o experimento. Foram anotadas as horas do início da entrada de água e da saída da primeira gota de lixiviado de cada coluna. A saída da primeira gota da coluna foi considerada como tempo de frente de molhamento.

Para coletar os lixiviados foram instalados potes PET transparentes sem uso e com capacidade para 500 mL identificados com a respectiva coluna, fechados, pesados e colocados em freezer para análise em momento oportuno.



FIGURA 6 - FOTO LIXIVIAÇÃO

3.3.4 Análises dos Lixiviados

3.3.4.1 Fluxo (percolação)

Foram efetuados três blocos de lixiviação para as colunas de solo de cada município, quando foram coletados entre 800 a 1000mL do volume total lixiviado de cada uma das colunas. Anotou-se:

- Volume de água deionizada aplicado na percolação;
- Volume do lixiviado para cada coluna;
- Tempo para frente de molhamento atingir (primeira gota a sair da coluna);
- Volume armazenado ($V_{\text{arm}} = \text{aplicado} - \text{percolado}$).

Os lixiviados coletados foram identificados, pesados e congelados para análise em momento oportuno. As análises seguiram as metodologias preconizadas pelo Standard Methods for Examination of Water and Waste Water, 19th Edition, 1995, Book series nº 5.

3.3.4.2 Determinação de N-NO_3^- nos Lixiviados

A determinação de nitrato utilizou metodologia “4500 – NO_3^- B” do Standard Methods (APHA, 1995). Preparou-se solução estoque de 1000 mg L^{-1} de KNO_3 , solução intermediária com concentração 50 mg L^{-1} de KNO_3 e solução de HCl 1M. Foi elaborada uma curva de calibração 0,0; 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0 e 4,5 N-NO_3^- mg L^{-1} .

A preparação das amostras consistiu em pipetar-se alíquotas de 4,9 mL e acrescentar-se 0,1 mL de HCl 1M. Para leitura no aparelho esperou-se 2 hs para seu pré-aquecimento, ajustado o comprimento de onda para 220nm, leu-se a absorbância para os padrões da curva de calibração e em seguida as leituras de N-NO_3^- nas amostras. Como previsto na metodologia foi feita uma segunda leitura a 275nm para verificar existência de possíveis interferências de M.O. dissolvida, surfactantes, NO_2^- , Cr^{6+} , cloreto e clorato.

Anotadas as absorvâncias, em planilha Excel foram feitos os cálculos de diferença de leituras e aplicada a fórmula fornecida pelo aparelho para a curva de calibração:

$$ABS = K1.C + K\emptyset$$

$$K1 = \text{coef. Angular} = 0,204523$$

$$K\emptyset = \text{coef. Linear} = 0,017020$$

$$C = (ABS/K1) - K\emptyset$$

$$r^2 = 0,9911$$

3.4 VULNERABILIDADE DOS SOLOS À CONTAMINAÇÃO

Visando identificar a vulnerabilidade dos solos estudados à contaminação, usou-se o método proposto por Chaves (2008). Este autor propôs que a vulnerabilidade das áreas de recarga à contaminação por poluentes fosse o produto do conteúdo de argila do solo, da sua permeabilidade e sua profundidade (equação 4):

$$V = \text{Teor de argila no solo} \times \text{permeabilidade do solo} \times \text{profundidade do solo} \quad (10)$$

onde: V = vulnerabilidade à contaminação das áreas de recarga varia de (1-27).

Cada um dos fatores da equação (6) varia de 1 (baixo), 2 (médio) a 3 (alto), dependendo das características físicas do solo (no caso da profundidade do solo, a ordem é inversa). Conseqüentemente, o produto V pode variar de 1 a 27. A Tabela 3 apresenta uma proposta de classificação da vulnerabilidade das áreas de recarga, em função do produto da equação (9). Na TABELA 6, se houver pelo menos uma combinação de indicadores com valor 3, a vulnerabilidade será média. Dois fatores acima de 2 tornarão a vulnerabilidade alta (CHAVES, 2008).

TABELA 6 -CLASSES DE VULNERABILIDADE EM FUNÇÃO DO PRODUTO DA EQUAÇÃO (10).

Produto Vulnerabilidade	
1-2	Baixa
3-8	Média
9-27	Alta

Fonte: CHAVES (2008).

Segundo Chaves (2008) a vantagem da equação (9) é que ela combina a facilidade do método de Gomes et al. (2002)¹⁸ com a objetividade do modelo de Foster e Hirata (1988)², permitindo, assim, uma estimativa de da vulnerabilidade em situações onde os dados não estão totalmente disponíveis.

3.5 METODOLOGIA DA ANÁLISE ESTATÍSTICA

O desenho experimental consistiu de quatro tratamentos de alcalino, um deles testemunha, três tipos de solos, com quatro repetições. O delineamento foi inteiramente casualizado, com distribuição fatorial 4x3. Foram usados quatro tratamentos e quatro repetições para os três solos, totalizando N=48 unidades (colunas) experimentais. Para elaboração das médias das concentrações, foram desconsiderados os valores discrepantes (*outliers*) nos tratamentos TEST LOND I, NV1 CONT II e NV2 CONT I relativos a três das quarenta e oito colunas, de acordo com a metodologia de Netter et al. (1985).

Para elaboração das médias das concentrações foram retirados os dados das colunas *outliers*. A comparação entre as médias das concentrações lixiviadas foi feita através de ANOVA e do teste de comparação de médias de Tukey a 5%, pelo *Software* ASSISTAT (SILVA; AZEVEDO, 2002; SILVA, 1996; SILVA, 1999).

Como indicadores de eficiência os mais utilizados são o Coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE – eq. 11) e o desvio entre os dados experimentais e modelados (D_v) (MACHADO; VETORAZI, 2003).

O coeficiente Nash-Sutcliffe de eficiência pode ser usado quantitativamente para descrever a exatidão das informações do modelo além de carga. Este método pode ser usado para descrever a exatidão prediativa de outros modelos desde que se tenham dados suficientes disponíveis para comparação.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe é determinado por:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_m - E_s)^2}{\sum_{i=1}^n (E_m - \bar{E})^2} \quad (11)$$

onde E_m é a carga observada ou experimental, e E_s a carga modelada. E é a carga experimental em tempo t .

A eficiência Nash-Sutcliffe é medida de $-\infty$ a 1. A eficiência igual a 1 ($E=1$) corresponde ao casamento perfeito entre carga modelada e experimental. $E=0$ indica que as predições do modelo são exatas quanto aos dados observados e eficiência menor que zero ($-\infty < E < 0$) ocorrem quando os dados experimentais são melhores preditores que os do modelo. Quanto mais próximo de 1, mais exato o modelo é.

O desvio dos dados simulados em relação aos dados observados (D_v) (ASCE, 1993)¹⁸ foi obtido por:

$$D_v [\%] = \frac{E - E^*}{E} \times 100 \quad (12)$$

Onde E é o evento observado no período analisado e E^* é o evento simulado no período (MACHADO; VETORAZZI, 2003). Os parâmetros foram aplicados a gráficos de dispersão para avaliar o desempenho do modelo.

O r^2 é uma informação estatística sobre o ajuste entre grupos de dados observados. Em regressão o r^2 é a medida estatística de quanto a linha de regressão se aproximar dos pontos dos dados reais. $r^2 = 1$ indica perfeito ajuste entre dados experimentais e modelados.

A interpretação dos coeficientes de correlação é apresentada no QUADRO 2.

QUADRO 2 - Interpretação dos coeficientes de correlação

Valor do Coeficiente (+ ou -)	Interpretação
0,00 a 0,19	Correlação muito fraca
0,20 a 0,39	Correlação fraca
0,40 a 0,69	Correlação moderada
0,70 a 0,89	Correlação forte
0,90 a 1,00	Correlação muito forte

Fonte: <http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html> em 04/07/2008.

¹⁸ AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS – ASCE. Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models of the Watershed Management Committee, Irrigation and Drainage Division. Irrig. Drain. Eng., 119:429-442, 1993, citado por Machado; Vetorazzi, 2003.

3.6 MODELAGEM MATEMÁTICA COM HYDRUS 1-D

De posse de todos os dados do solo requeridos pelo modelo, foram inseridos os dados das **condições iniciais**, que são: textura, densidade aparente, conteúdo de água do solo no início do experimento, θ_s (conteúdo de água no solo saturado), θ_r (conteúdo de água residual do solo), K_s (cm h^{-1}) que é a condutividade hidráulica saturada. τ é a tortuosidade do solo, n e α são parâmetros de ajuste calculados pelo modelo. As **condições de contorno** descrevem as colunas de percolação do experimento: altura e diâmetro, além de outras condições do experimento como drenagem.

O primeiro passo foi a seleção das condições de contorno a serem utilizadas pelo Hydrus 1-D para simulação do fluxo de água e transporte de soluto. Foi selecionada a metodologia de Skaggs et al. (1970)¹⁹ (FIGURA 7) incluída no Manual do Hydrus 1-D (SIMUNEK et al., 2005), que considera coluna de 60 cm de profundidade do solo (FIGURA 8). Para o modelo hidráulico foi selecionada a metodologia de porosidade simples de van Genuchten - Mualem (VAN GENUCHTEN, 1980), sem considerar histerese. Como condição de contorno foi usada a pressão constante e drenagem livre (FIGURA 9).

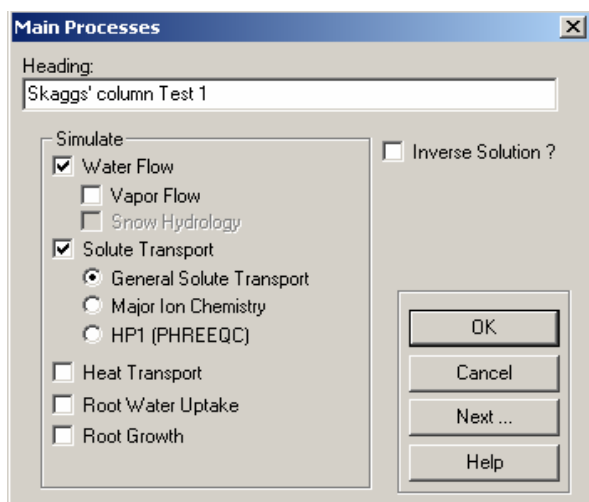


FIGURA 7 – TELA DE OPÇÃO DE PROCESSOS E METODOLOGIA NO HYDRUS 1-D

¹⁹ SKAGGS, RW ; MONKE, EJ ; HUGGINS, LF **An approximate method for determining the hydraulic conductivity function of unsaturated soil.** 1970, citado por Simunek et al.(2005).

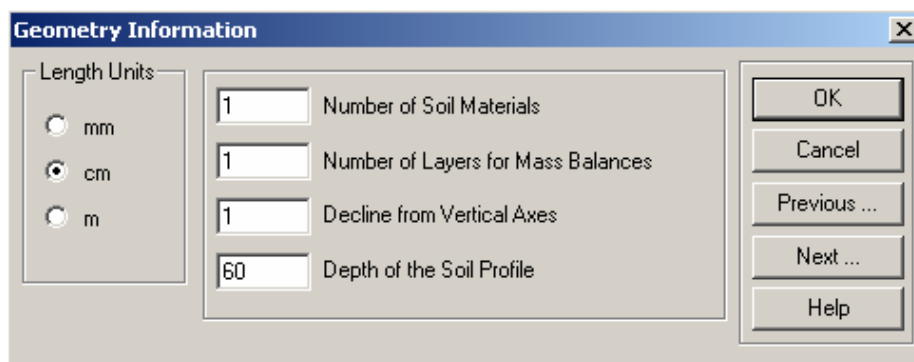


FIGURA 8 – TELA DE OPÇÃO DE GEOMETRIA DO EXPERIMENTO NO HYDRUS 1-D

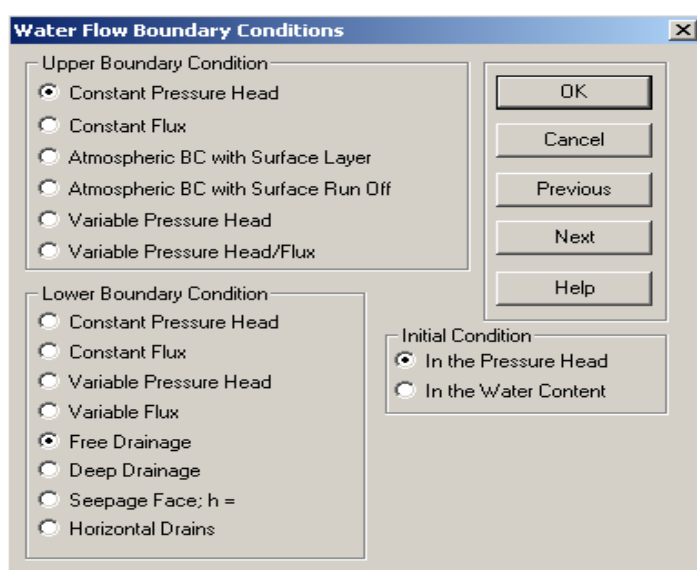


FIGURA 9 – TELA DE OPÇÃO DAS CONDIÇÕES DE CONTORNO DO EXPERIMENTO.

O próximo passo foi usar as redes neurais do Hydrus 1-D para previsão dos parâmetros de van Genuchten: θ_r , θ_s , α , n e K_s para a **modelagem de fluxo de água**. A rotina Rosetta (FIGURA 10) implementou funções de pedotransferência (PTFs) que prevêm os parâmetros de retenção de água de van Genuchten (1980) a partir de dados de classe textural dos solos estudados e densidade aparente, podendo utilizar ainda um ou dois pontos da curva de retenção de água.

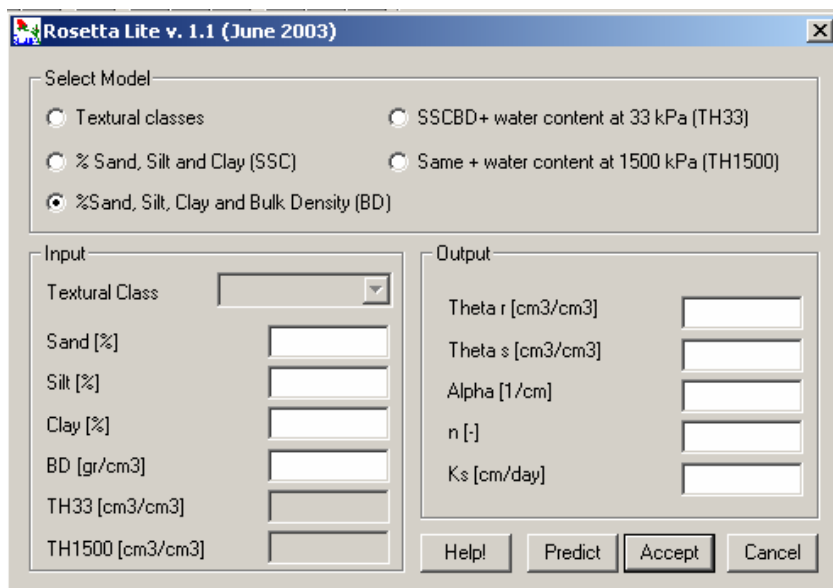


FIGURA 10 – TELAS DA ROSETTA DO HYDRUS 1-D

Neste estudo foram fornecidos ao modelo os dados texturais, densidade aparente, $\theta_{0,033}$ MPa e $\theta_{1,5}$ MPa das curvas de retenção experimentais dos solos (TABELA 7). Os resultados parciais da rotina Rosetta estão demonstrados na FIGURA 12.

TABELA 7 - DADOS EXPERIMENTAIS FORNECIDOS À ROSETTA.

SOLO	Granulometria			Densidade Ap. (g cm ⁻³)	Tensões (MPa)	
	% areia	% silte	% argila		θ_s (0,033)	θ_r (1, 5)
CONT	78,4	16,0	5,6	1,125	0,340	0,292
LOND	65,0	24,0	11,0	1,089	0,300	0,243
PVAI	20,0	1,5	78,0	1,372	0,140	0,110

Na TAB 8 estão informadas as K_s , que foram obtidas em experimento próprio para cada solo (item 3.2.1). Outros dados experimentais usados como variáveis de calibração Hydrus 1-D foram: o tempo de frente de molhamento (FM); o volume total lixiviado (V_{Lix}) e o Volume armazenado na coluna (V_{arm}). Os parâmetros n e α foram estimados pelo modelo através da equação de van Genuchten.

TABELA 8 – VARIÁVEIS DE CALIBRAÇÃO - DADOS EXPERIMENTAIS DE K_s , FM, V_{arm} , V_{Lix} E PARÂMETROS DE VAN GENUCHTEN MODELADOS, α e n .

SOLO	K_s exp. Cm h^{-1}	FM exp. min	V_{arm} exp. Médio mL	V_{lix} exp. Médio mL	Rosetta Hydrus 1-D α n	
CONT	1,67	179	2250	450	0,071	1,350
LOND	2,16	58	2314	687	0,066	1,430
PVAI	10,87	18	1215	953	0,050	2,270

O θ inicial do experimento foi obtido pela razão dos volumes de solo inseridos nas colunas com 4.575 cm^3 e o resultado observado na Curva de Retenção dos solos (FIGURA 17). O volume de água inserido para a incubação do solo de 80% da CC, sendo 1700mL de água deionizada para Contenda, 2.000 mL para Londrina e 1460 mL para Paranavaí. Os resultados parciais da rotina Rosetta estão apresentados na FIGURA 11.

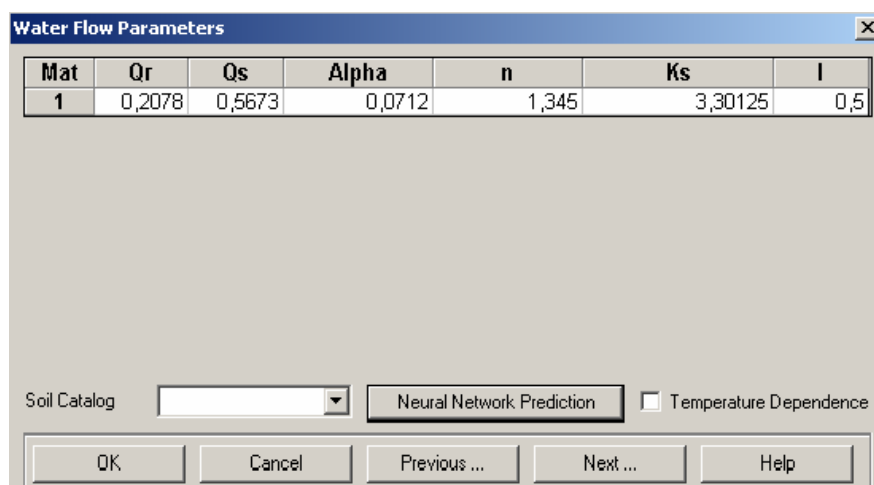
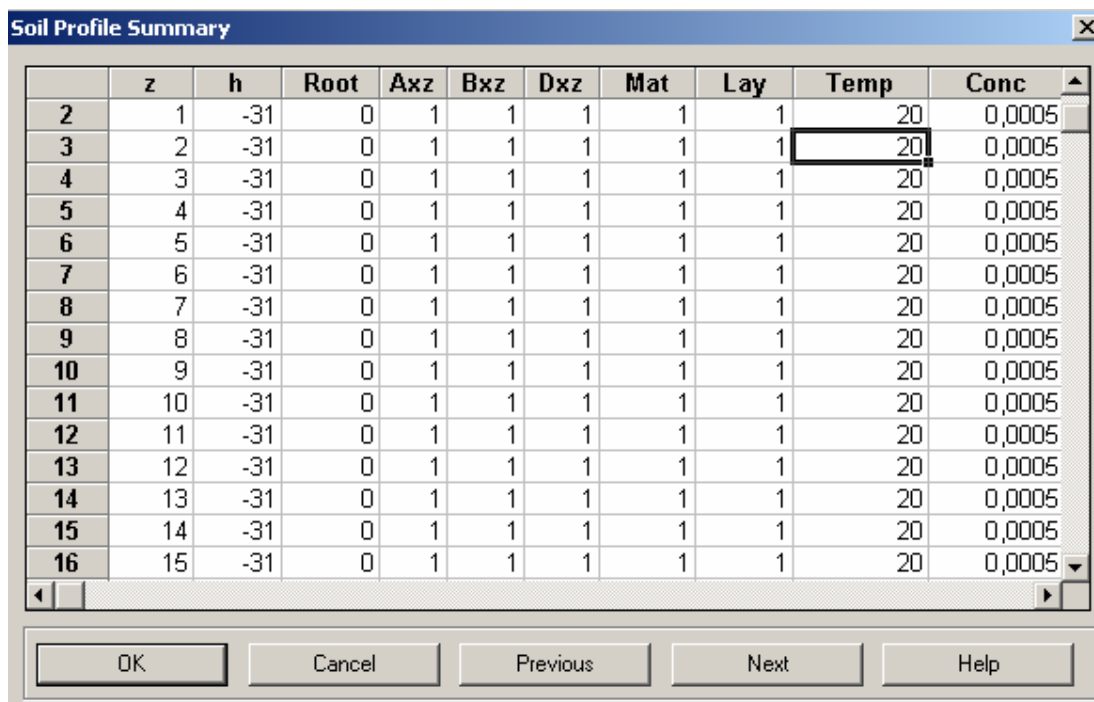


FIGURA 11 – TELA DE RESULTADOS PARCIAIS DA ROSETTA DO HYDRUS 1-D

No Hydrus o comando “Soil profile – summary” (FIGURA 12) resume em forma tabular a discretização espacial e distribuição das propriedades do solo, ou seja, as condições iniciais de umidade das colunas foram informadas (SIMUNEK ET AL., 2005), que foram: $h=0$ para a superfície e $h= -35\text{cm}$, -8cm e -25 cm para os solos Contenda, Londrina e Paranavaí, respectivamente. As variáveis de calibração foram o V_{lix} , V_{arm} e FM.



	z	h	Root	Axz	Bxz	Dxz	Mat	Lay	Temp	Conc
2	1	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
3	2	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
4	3	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
5	4	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
6	5	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
7	6	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
8	7	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
9	8	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
10	9	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
11	10	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
12	11	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
13	12	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
14	13	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
15	14	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005
16	15	-31	0	1	1	1	1	1	20	0,0005

Buttons: OK, Cancel, Previous, Next, Help

FIGURA 12 – TELA DE INSERÇÃO DOS DADOS PARA A CALIBRAÇÃO.

Esses valores relativos à **modelagem de fluxo (percolação)** foram calibrados pelo gráfico “Fluxo do Solute no Fundo da Coluna” (*Bottom Solute Flux*) ou, que demonstra o tempo de FM (FIGURA 15) inicial e final para cada solo, o que representa graficamente o momento no qual ocorreu o tempo de saída de água, inicial e final, de acordo com o cronômetro. Outros gráficos usados foram o Fluxo do lixiviado acumulado (*Cumulative Bottom Flux*) (FIGURA 13) que fornece o volume lixiviado (V_{lix}) e o Armazenamento de água no solo (*Water Soil Storage*) que representa o volume de água retido no solo (V_{arm}) (FIGURA 14). Exemplos de gráficos do Hydrus estão nas FIGURAS 13, 14 e 15.

Cum. Bottom Flux

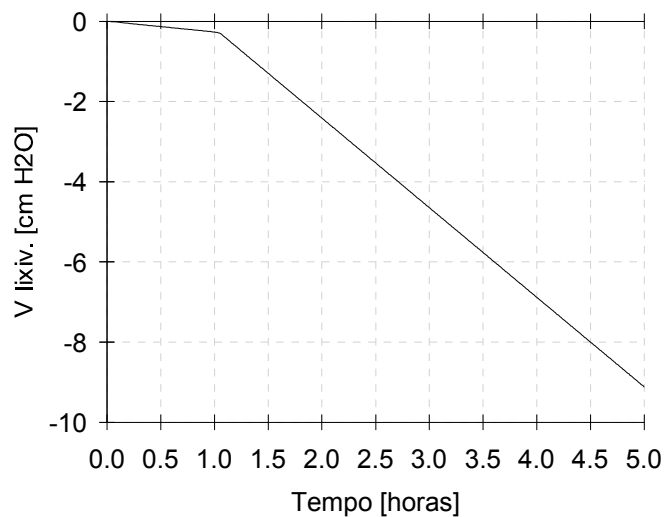


FIGURA 13 - FLUXO DO SOLUTO NO FUNDO DA COLUNA - V_{LIX}

Soil Water Storage

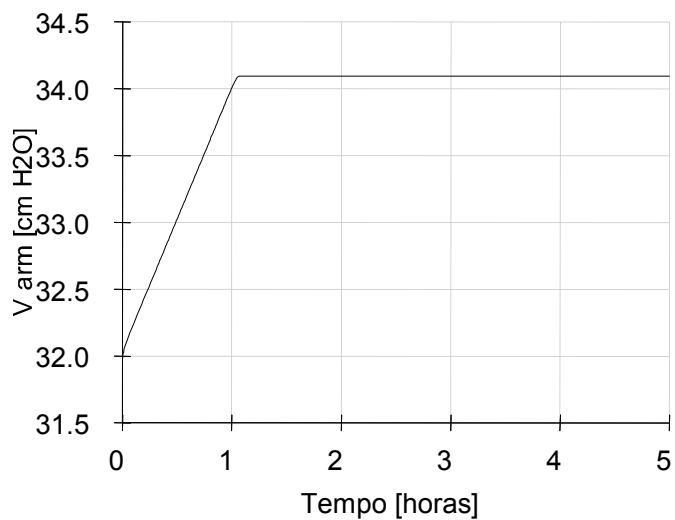


FIGURA 14 - ARMAZENAMENTO DE ÁGUA NO SOLO - V_{ARM}

Bottom Solute Flux

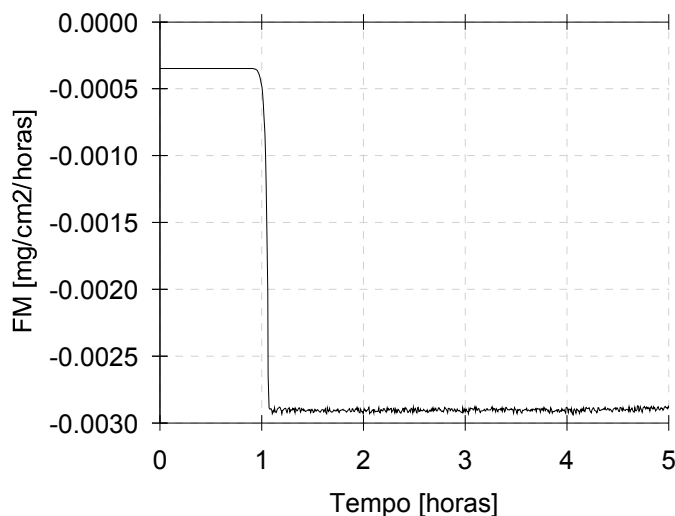


FIGURA 15 - FLUXO DO SOLUTO NO FUNDO DA COLUNA - FM

Observados os valores iniciais de conteúdo de umidade calibrados no modelo em h do “Soil profile”, foram transformados em umidade através da equação de van Genuchten (1980) e comparados com as umidades iniciais do experimento real. O erro relativo entre observado e calculado foi computado e esse foi o erro esperado do modelo para a percolação.

Comparando-se as condutividades hidráulicas experimentais e modeladas obteve-se desvio esperado para o modelo para Ks.

Numa segunda fase, procedeu-se a modelagem de N-NO_3^- . Para a **simulação de transporte de soluto** pelas colunas foram usados os arquivos de fluxo de água calibrados para fluxo (percolação) para cada solo. A concentração de N-NO_3^- do lodo aplicado ao topo da coluna foi obtida por análise química via KCl 1M seguida de destilação a vapor. Foram usados no modelo as doses de acordo com a TABELA 9.

TABELA 9 - DOSES DE N-VIRO E CONCENTRAÇÃO DE N-NO_3^- EM mg L^{-1} NO LODO APLICADO.

Tratamento	Dose de Lodo (g)	Dose de N-NO_3^- (mg)	Dose de N-NO_3^- (mg/L)
Testemunha	0	0	0
N-Viro 1	26	4	0,147
N-Viro 2	52	9	0,294
N-Viro 3	104	17	0,589

Para a modelagem de lixiviação de N-NO_3^- utilizou-se como variável de saída a carga acumulada do Hydrus, baseada no gráfico “Fluxo Acumulado do Sóluto no Fundo” (*Cumulative Bottom Solute Flux*). O valor da concentração de N-NO_3^- de fundo (do solo) foi aplicada para toda a extensão da coluna de solo a partir dos resultados dos lixiviados das colunas do tratamento TEST.

Alimentou-se então o Hydrus 1-D com o valor da concentração das doses NV1, NV2 e NV3 nos 2 cm superiores (onde houve incubação com o lodo) somando-se ao valor inicial das concentrações de N-NO_3^- obtidas das testemunhas, nas quais não foi aplicado nenhum tratamento, ou seja, o N-NO_3^- já existente no solo. Obteve-se a carga acumulada do lixiviado para cada coluna (mg cm^{-2}) no gráfico do Hydrus 1-D Fluxo Acumulado do Sóluto no Fundo (*Cumulative Bottom Solute Flux*) (FIGURA 16), e transformou-se em concentração (mg L^{-1}), em função de volume lixiviado e da área transversal da coluna. Calculou-se o erro relativo entre a concentração de N-NO_3^- observado e a calculada.

Cumulative Bottom Solute Flux

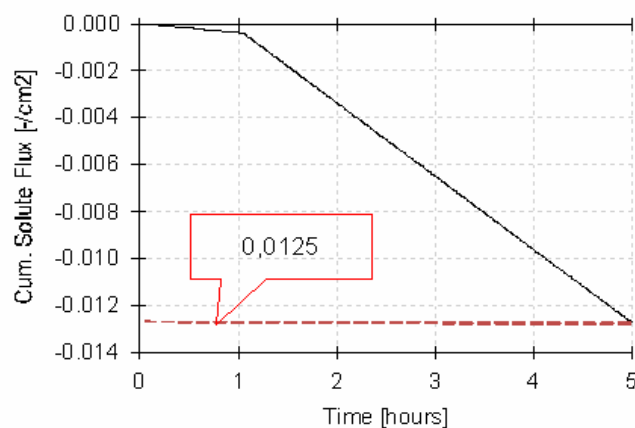


FIGURA 16 – FLUXO ACUMULADO DO SOLUTO NO FUNDO DA COLUNA [N-NO_3^-]

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS SOLOS

A análise granulométrica está apresentada na TABELA 10, com percentuais médios de argila, silte e areia para cada um dos solos usados nas simulações das colunas e a densidade aparente.

TABELA 10 - ANÁLISE GRANULOMÉTRICA COMPLETA DOS SOLOS.

Solo	Argila	Silte	Areia	Areia Grossa	Areia Fina	Densidade Aparente	Porosidade Total
	%			g kg ⁻¹		g cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³
LV - LOND	78,4	16,0	5,6	23,0	26,0	1,125	0,676
LVA - CONT	65,0	24,0	11,0	54,0	57,0	1,089	0,731
LV - PVAI	20,0	1,5	78,0	555,0	241,5	1,372	0,519

A curva de retenção obtida deu origem à FIGURA 17, que demonstra a Curva de Retenção dos solos estudados.

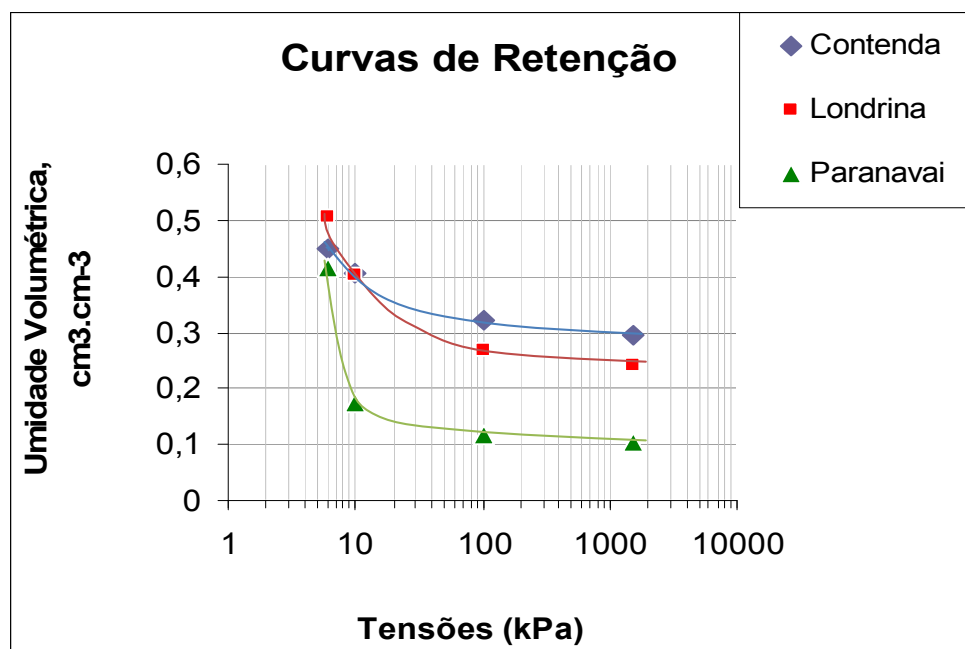


FIGURA 17 - CURVA DE RETENÇÃO DOS SOLOS ESTUDADOS

4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS

Os resultados estão das análises químicas dos solos são apresentados na TABELA 11.

TABELA 11 - CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO HORIZONTE B1 DOS 3 SOLOS.

Parâmetro	Classe de Solo		
	LV - Londrina	LVA - Contenda	LV - Paranavaí
Profundidade B1	75 – 135 cm	48 – 61 cm	60 – 125 cm
pH CaCl ₂	4,20	4,50	4,40
pH SMP	5,60	6,40	6,50
Al ⁺³ (cmol _c dm ⁻³)	1,10	0,40	0,40
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	6,70	3,70	3,40
Ca ⁺² (cmol _c dm ⁻³)	0,60	0,40	0,60
Mg ⁺² (cmol _c dm ⁻³)	0,40	0,30	0,40
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,04	0,03	0,02
T	7,74	4,43	4,42
P (mg dm ⁻³)	3,10	1,50	2,50
C (g dm ⁻³)	6,30	5,10	3,90
M.O. (%C)*	0,63	0,51	0,39
m (%)	51,00	35,00	28,00
V (%)	13,00	16,00	23,00

*Cálculo segundo Thomé Jr (1997)

4.3 RESULTADOS DA ANÁLISE DO LODO

Na TABELA 12 apresentam-se os resultados do laudo do Laboratório Santa Rita – EPP de Mamborê-PR.

TABELA 12 - ANÁLISE DE N-NO₃ DO LODO APLICADO.

pH H ₂ O 1:5	Matéria Seca	Poder de Neutralização	N-NO ₃	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg
	%	%	mg/kg	-----	Total (%)		-----	
9,82	66,73	87,50	167,26	0,21	0,74	0,06	17,65	10,21

4.4 VULNERABILIDADE DOS SOLOS ESTUDADOS

Os solos estudados apresentaram vulnerabilidades diferentes, sendo que o de Paranavaí foi o mais vulnerável. A TABELA 13 mostra as classes de vulnerabilidade dos solos estudados, calculadas de acordo com a equação (12).

TABELA 13 - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E VULNERABILIDADE DAS CLASSES DE SOLO ESTUDADAS, CALCULADAS DE ACORDO COM CHAVES (2008).

Solo	Teor argila	Valor (1-3)	Perm.	Valor (1-3)	Prof. solo	Valor (1-3)	Prod. *	Vulnerabilidade
LOND	ALTO	1	MÉDIA	2	ALTA	1	2	BAIXA
CONT	MÉDIO	2	MÉDIA	2	ALTA	1	4	MÉDIA
PVAI	BAIXO	3	ALTA	3	ALTA	1	9	ALTA

4.5 RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS LIXIVIADOS

Como foram aplicadas doses crescentes de lodo para os três solos, esperavam-se concentrações também crescentes nos lixiviados. Todavia, apenas os lixiviados do solo de Paranaíba apresentaram concentrações crescentes de N-NO_3^- para as respectivas doses. Para os solos de Contenda e Londrina isso não aconteceu. Para N-NH_4^+ apenas as concentrações dos lixiviados de Contenda apresentaram o crescimento proporcional nas concentrações. Para Londrina e Paranaíba houve maior homogeneidade entre tratamentos. As análises das TEST apresentaram concentrações de N-NO_3^- que existiam naturalmente naqueles perfis. Estas concentrações foram consideradas na modelagem.

Os pHs e os teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+ não apresentaram diferenças significativas entre os solos que pudesse justificar algum comportamento químico peculiar do N-NO_3^- quando esses elementos estão no solo com maiores teores.

O LV de Paranaíba tem apenas 20% de argila, o que faz deixar esse perfil muito próximo da classificação de areia quartzosa (15% argila), com maior volume de macroporosidade, menor teor de MO e maior condutividade hidráulica, portanto maior vulnerabilidade (CHAVES, 2008). Ainda apresenta menor saturação de Al (m%) e maior saturação de bases (V%). Num solo com essas características o uso do lodo de esgoto tratado deve ser bastante criterioso devido à alta vulnerabilidade.

Fatores de atenuação (CHAVES, 2008) como o teor de argila e maior condutividade hidráulica devem ser considerados e podem explicar pelo menos parcialmente a lixiviação de concentrações menores nos solos de Londrina e Contenda. Londrina apresentou os maiores teores para Al^{+3} e H+Al , maior CTC, teor de MO (%C) e saturação em Al dos três solos.

4.6. RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA

Na TABELA 14 estão apresentados os resultados experimentais de concentração de N-NO_3^- dos percolados das colunas experimentais, bem como os limites do desvio padrão.

TABELA 14 – CONCENTRAÇÕES EXPERIMENTAIS DE N-NO_3^- E OS LIMITES DO DESVIO PADRÃO.

TRATAMENTO SOLO / REPET.	Nº COL.	N-NO_3^- (mg L ⁻¹)	Média/Trat	Desvio Padrão	± DP
T-LOND I	44	1,401	1,380	0,117	1,497 1,263
T-LOND II	12	1,340			
T-LOND III	35	1,607			
T-LOND IV	41	1,400			
NV1-LOND I	42	1,322	1,348	0,036	1,384 1,311
NV1-LOND II	45	1,365			
NV1-LOND III	43	1,391			
NV1-LOND IV	20	1,313			
NV2-LOND I	26	1,346	1,277	0,089	1,365 1,188
NV2-LOND II	32	1,181			
NV2-LOND III	33	1,358			
NV2-LOND IV	6	1,222			
NV3-LOND I	24	1,530	1,568	0,234	1,803 1,334
NV3-LOND II	34	1,605			
NV3-LOND III	1	1,853			
NV3-LOND IV	47	1,284			
T-CONT I	48	0,385	0,464	0,057	0,522 0,407
T-CONT II	17	0,503			
T-CONT III	25	0,460			
T-CONT IV	39	0,509			
NV1-CONT I	40	0,545	0,496	0,364	0,860 0,132
NV1-CONT II	5	1,219			
NV1-CONT III	38	0,507			
NV1-CONT IV	15	0,438			
NV2-CONT I	36	0,425	0,503	0,054	0,557 0,449
NV2-CONT II	21	0,451			
NV2-CONT III	14	0,540			
NV2-CONT IV	23	0,518			
NV3-CONT I	3	0,668	0,539	0,106	0,645 0,433
NV3-CONT II	46	0,497			
NV3-CONT III	4	0,570			
NV3-CONT IV	37	0,420			
T-PVAÍ I	9	1,452	1,364	0,226	1,590 1,138
T-PVAÍ II	16	1,047			
T-PVAÍ III	10	1,366			
T-PVAÍ IV	13	0,999			
NV1-PVAÍ I	31	1,323	1,622	0,436	2,058 1,186
NV1-PVAÍ II	27	1,917			
NV1-PVAÍ III	7	2,067			
NV1-PVAÍ IV	28	1,180			

NV2-PVAÍ I	2	2,085			
NV2-PVAÍ II	22	1,509	1,837	0,266	2,103
NV2-PVAÍ III	19	1,734			1,571
NV2-PVAÍ IV	11	2,019			
NV3-PVAÍ I	8	2,332			
NV3-PVAÍ II	18	2,563	2,314	0,180	2,495
NV3-PVAÍ III	29	2,185			2,134
NV3-PVAÍ IV	30	2,178			

De acordo com a análise fatorial realizada, cada solo apresentou uma curva de tendência para a concentração de N-NO_3^- (FIGURA 18).

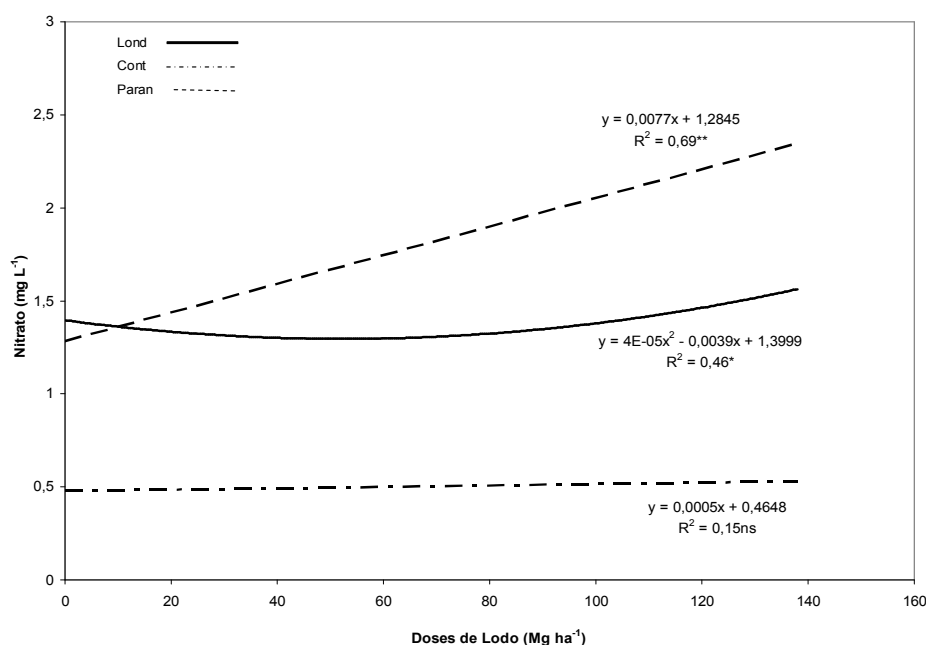


FIGURA 18 - CURVA DE TENDÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE N-NO_3^- DOS SOLOS.

4.7 RESULTADOS DA MODELAGEM COM HYDRUS 1-D

4.7.1 Resultados da Modelagem de Fluxo (percolação)

Os parâmetros volume lixiviado (V_{Lix}), volume armazenado no solo (V_{arm}) e tempo de frente de molhamento (FM) foram as **variáveis de calibração**, e a **variável de validação** para fluxo foi o θ inicial do experimento e estão apresentados na TABELA 15 abaixo.

TABELA 15 - TEMPOS DE FRENTE DE MOLHAMENTO, VOLUMES ARMAZENADOS NO SOLO E VOLUMES LIXIVIADOS OBSERVADOS EXPERIMENTALMENTE.

Solo	FM min	V _{arm} experim. mL	V _{lix} experim. mL
LOND	58	2.313,55	686,45
CONT	179	2.250,00	450,00
PVAI	18	1.215,00	953,00

O solo de Contenda apresentou o tempo de frente de molhamento mais longo (179 min), seguido de Londrina (58 min). Paranavaí (18 min), teve a menor FM, o que pode estar relacionado ao teor de areia e porosidade do solo (78%).

O maior volume de solução armazenado no solo e conseqüentemente o menor volume lixiviado no experimento foi para Contenda, fato que pode estar relacionado ao teor de silte (24%) e argila (65%). Londrina apresentou comportamento intermediário aos solos de Contenda e Paranavaí, com 78% de argila e 16% de silte. No QUADRO 3 apresentam-se os dados modelados usados na calibração de fluxo e o θ_{inicial} experimental para comparação.

QUADRO 3 - DADOS MODELADOS DE PERCOLAÇÃO USADOS NA CALIBRAÇÃO DE FLUXO.

	θ_s (cm ³ .cm ⁻³)	θ_r (cm ³ .cm ⁻³)	$\theta_{\text{inicial}} \text{ Exp.}$ (cm ³ .cm ⁻³)	n	Alfa	m	h col. (cm H ₂ O)	$\theta_{\text{inicial}} \text{ Mod.*}$ (cm ³ .cm ⁻³)	Erro Rel. (%)
CONT	0,559	0,197	0,376	1,430	0,066	0,301	8,0	0,505	14,2
LOND	0,567	0,208	0,442	1,350	0,071	0,259	35,0	0,387	3,1
PVAI	0,447	0,110	0,323	2,270	0,050	0,559	25,0	0,259	-19,6
*van Genuchten (1980). Média =									12,3

Para a modelagem de fluxo a comparação entre os valores experimentais e os valores modelados o erro relativo (10) foi de 12,3, o que significa que o modelo em média superestimou seus resultados em 12,3%. O modelo subestimou o fluxo para o solo de Paranavaí e superestimou o fluxo para Londrina.

Não foi possível usar o coeficiente de Nash-Sutcliffe para validação do fluxo, por contar com número insuficiente de dados. Neste caso uso-se o Coeficiente de correlação (r^2), que se apresentou muito próximo de 1 (0,9907).

QUADRO 4 - COMPARAÇÃO DOS DADOS OBSERVADOS E MODELADOS DE K_s .

Condutividade Hidráulica Experimental Versus Rosetta			
Solo	K_s exp. (cm h^{-1})	K_s mod. (cm h^{-1})	Erro Rel (%)
CONT	1,67	3,30	97,6
LOND	2,16	2,86	32,4
PVAI	10,87	24,03	121,1
Média=			83,7

A comparação dos dados experimentais e modelados pelo modelo para K_s (QUADRO 4) demonstrou erro relativo médio de 83,7%, superestimando entre 32 e 121%.

Na figura 19 apresenta-se o gráfico de coeficiente de correlação entre fluxos experimentais e modelados. Não foi possível calcular o coeficiente de Nash-Sutcliffe para fluxo, pelo número pequeno de dados disponíveis.

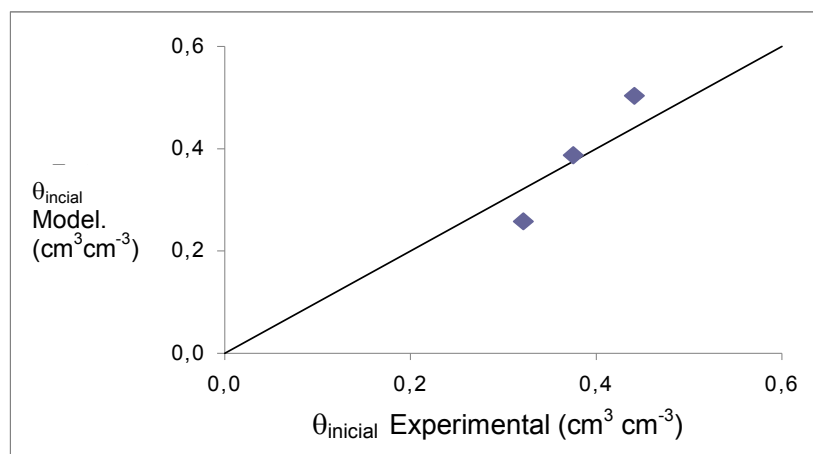


FIGURA 19 – COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO PARA FLUXO EXPERIMENTAL VERSUS FLUXO MODELADO.

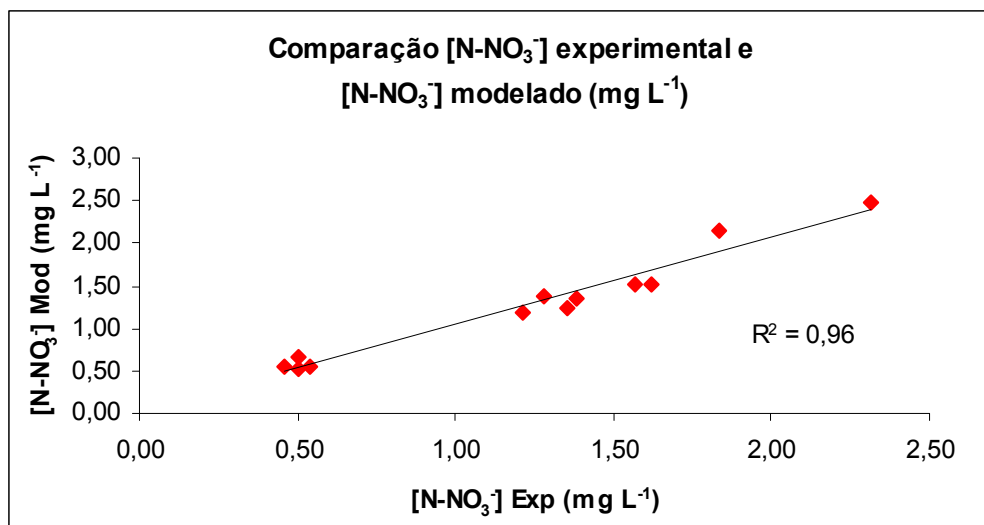
4.7.2 Resultados da Modelagem da Lixiviação de N-NO_3^-

No TABELA 16 apresentam-se os resultados da modelagem de lixiviação, ou seja, de transporte de N-NO_3^- . Os gráficos gerados pelo modelo Hydrus 1-D encontram-se no APENDICE III.

TABELA 16 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE N-NO_3^- EXPERIMENTAIS E MODELADOS

Tratamento / Solo	Média N-NO_3^- (mg L^{-1})	
	Experimental	Modelado
T-LOND	1,38	1,35
NV1-LOND	1,35	1,25
NV2-LOND	1,28	1,37
NV3-LOND	1,57	1,51
T-CONT	0,46	0,55
NV1-CONT	0,68	0,65
NV2-CONT	0,48	0,53
NV3-CONT	0,54	0,54
T-PVAÍ	1,36	1,19
NV1-PVAÍ	1,62	1,51
NV2-PVAÍ	1,84	2,15
NV3-PVAÍ	2,31	2,47

A comparação dos resultados experimentais e modelados apresentam-se na FIGURA 20 e o QUADRO 5 demonstra os resultados das médias por tratamento da modelagem da lixiviação de N-NO_3^- e cargas resultantes, experimental e modelada.

FIGURA 20 - COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE N-NO_3^- EXPERIMENTAL E MODELADO

QUADRO 5 - RESULTADOS DAS MÉDIAS POR TRATAMENTO DA MODELAGEM DA LIXIVIAÇÃO DE N-NO_3^- E CARGAS RESULTANTES EXPERIMENTAL E MODELADA.

Tratamento Solo*	$[\text{N-NO}_3^-]$ Exp. (mg L^{-1})	$[\text{N-NO}_3^-]$ Inic (Coluna)	Dose $[\text{N-NO}_3^-]$ (mg)	Vol. 2 cm (cm^3)	$[\text{N-NO}_3^-]$ 2 cm (mg cm^{-3})	Vol. Lix. (L)	Carga Exp. (mg cm^{-2})	$[\text{N-NO}_3^-]$ Mod (mg L^{-1})	Erro Rel. (%)
T - CONT	0,46	0,0005			0,0005	0,410	0,0030	0,55	-
T - LOND	1,38	0,0014	0,0	150,86	0,0014	0,670	0,0120	1,35	-
T - PVAI	1,36	0,0014			0,0014	0,980	0,0155	1,19	-
1 - CONT	0,68	0,0005			0,0270	0,369	0,0032	0,65	-3,8
1 - LOND	1,35	0,0014	4,0	150,86	0,0279	0,725	0,0120	1,25	-7,5
1 - PVAI	1,62	0,0014			0,0279	0,946	0,0190	1,52	-6,6
2 - CONT	0,48	0,0005			0,0602	0,486	0,0034	0,53	9,9
2 - LOND	1,28	0,0014	9,0	150,86	0,0611	0,716	0,0130	1,37	7,0
2 - PVAI	1,84	0,0014			0,0611	0,878	0,0250	2,15	16,9
3 - CONT	0,54	0,0005			0,1132	0,535	0,0038	0,54	-0,6
3 - LOND	1,57	0,0014	17,0	150,86	0,1141	0,648	0,0130	1,51	-3,6
3 - PVAI	2,32	0,0014			0,1141	1,006	0,0330	2,47	6,9

Erro Relativo Média = **7,0%**

Coefficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe **E = 0,95**

Coefficiente de Determinação **$r^2 = 0,96$**

*Tratamento 1 = NV1; 2=NV2 e 3=NV3.

O erro relativo encontrado para os valores de N-NO_3^- observados experimentalmente e os valores modelados pelo Hydrus 1-D foi de +7,0, o que quer dizer que o modelo em média superestimou os resultados em 7 %.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe foi de $E=0,95$, o que é muito próximo de 1,0, indicando alta precisão para transporte de N-NO_3^- .

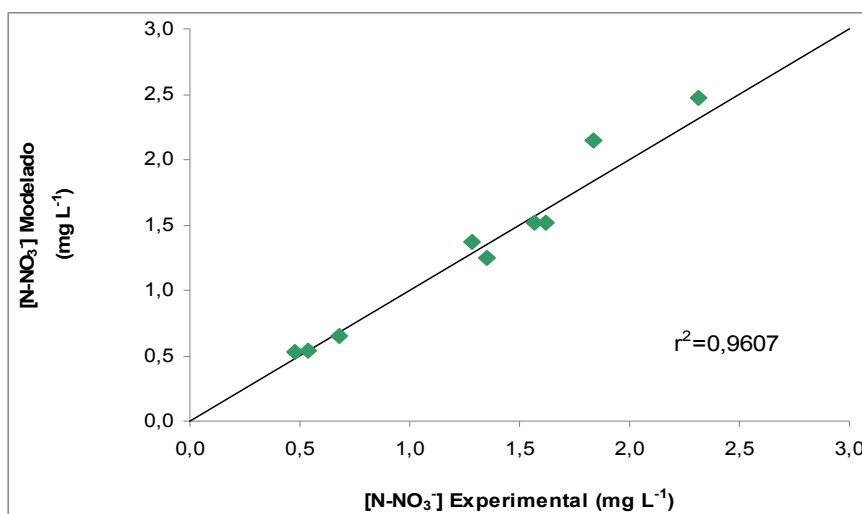


FIGURA 21 - COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE N-NO_3^- EXPERIMENTAIS E MODELADAS PELO COEFICIENTE DE EFICIÊNCIA DE NASH-SUTCLIFFE (E)

A FIGURA 21 demonstra boa aderência, indicando que o modelo Hydrus 1-D descreveu bem a lixiviação de N-NO_3^- para os três solos estudados e nas três doses aplicadas.

CONCLUSÕES

Os solos com maior teor de argila (Contenda e Londrina) apresentaram baixas concentrações de N-NO_3^- nos lixiviados e não acompanharam as doses crescentes de lodo, não evidenciando risco de lixiviação / potencial de contaminação por N-NO_3^- com apenas uma aplicação de lodo. Isso pode ser devido ao efeito de retardamento pela presença de altos teores de argila.

O Latossolo de Paranavaí, muito mais arenoso e de alta vulnerabilidade, apresentou nos lixiviados concentrações mais significativas de N-NO_3^- e maior risco de contaminação para as águas sub-superficiais.

O modelo Hydrus 1-D foi validado para os solos estudados. Para fluxo/percolação a comparação dos resultados demonstrou que o modelo em média subestimou o conteúdo de água no início do experimento em 19,6% para o solo de Paranavaí e em média para os três solos superestimou o fluxo em 12,3%. No caso da lixiviação de N-NO_3^- o modelo superestimou as concentrações em cerca de 7% os resultados observados no experimento.

O modelo Hydrus 1-D não reproduziu os resultados experimentais para Condutividade Hidráulica nos solos estudados. O coeficiente de correlação foi moderado apenas para Londrina.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L. I. G. **Propriedades físico-hídricas do solo em plantio direto após calagem**. Dissertação apresentada ao Instituto Agronômico. Campinas-SP, 2007.
- ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledo. **Sanare**, Curitiba, v.18, n.18, p. 63-70, jul/dez. 2002.
- ANDREOLI, C. V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema**. Tese apresentada ao curso de DOUTORADO EM Meio Ambiente da UFPR, 1999.
- APHA - American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. Library of the Congress Catalog Card Number: 95-79480, 1995.
- ARAUJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 337-345, mar./abr. 2004.
- ARYA, L. M.; LEIJ, F. J.; SHOUSE, P. J.; VAN GENUCHTEN, M. Th. Relationship between the hydraulic conductivity function and the particle-size distribution. **Soil Science Society of American Journal**, v. 63, p. 1063-1070, 1999.
- BERGAMASCO, A. F.; SILVA F. C.; RODRIGUES, L. H. A.; TRIVELIN, P. C. O. **Aplicabilidade do modelo de balanço de nitrogênio para previsão de resposta da cana-de-açúcar ao fertilizante nitrogenado**. Campinas: EMBRAPA, 2002. (Comunicado Técnico n. 28).
- BOEIRA, R. C. **Uso de lodo de esgoto como fertilizante orgânico: disponibilização de nitrogênio em solo tropical**. Jaguariúna: EMBRAPA, 2004. (Comunicado Técnico n. 12).
- BRASIL. Portaria 518. Ministério da Saúde, publicada no DOU em 26/03/2004.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 375. Ministério do Meio Ambiente, publicada no DOU em 30/08/2006.
- BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C.; **Natureza e Propriedades dos Solos**. 6, ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos. 1983.
- CERDEIRA, L.A., PESSOA, MC., GOMES, M. A., BOLONHEZI, D., SOUZA, M.D., & FARJANI, C. Proposta de boas práticas agrícolas para as áreas de afloramento do aquífero Guarani em Ribeirão Preto-SP. Documentos No. 65. EMBRAPA Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, 2007, 86 p.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma P4.230: Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação**. 32p. São Paulo, 1999.
- CHAVES, H. M. L. Sensibilidade do Modelo *Hydrus* aos Parâmetros Hidráulicos do Solo em Diferentes Texturas. **Anais: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2007. p.194.
- CHAVES, H.M.L. Projeto de Proteção Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Sistema Aquífero Guarani Relatórios 1, 2 e 3, 2008.

CHIARADIA, J. J. **Avaliação agrônômica e fluxo de gases de efeito estufa a partir de solo tratado com resíduos com mamona (*Ricinus communis* sp.) em área de reforma de canavial**. Tese de Doutorado ESALQ-USP. 2005

COSTA, F. S.; ALBUQUERQUE, J. A. ; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. Propriedades físicas de um latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 527-535, 2003.

CURI, N.; LARACH, J.O.I.; KÄMPF, N.; MONIZ, A.C.E.; FONTES, L.E.F. (Ed.). **Vocabulário de Ciência do Solo**. Campinas: SBCS, 1993.

DYNIA, J.F.; BOEIRA, R. C. **Implicações do uso de lodo de esgoto como fertilizante em culturas anuais: nitrato no solo**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. (Comunicado Técnico n.4).

EMBRAPA. **Levantamento de reconhecimento de solos do Estado do Paraná**. Curitiba: EMBRAPA, 1984. (Boletim Técnico, 57).

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 1999. 412p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. Atual. Rio de Janeiro, 1997.

FOSTER, S.S.D.A, HIRATA, R.C.A. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. Lima: CEPIS/PAHO/WHO, 1988. 78p.

FOSTER, S. & HIRATA, R. Determinação do risco de contaminação de águas subterrâneas- Um método baseado em dados existentes. *Inst. Geológico de SP*, 92 p., 1993.

GOMES, M.A.F., SPADOTTO, C.A., & PESSOA, M.C. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: Subsídio a avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 12, p. 169-179, jan./dez. 2002.

GONÇALVES, M. C.; RAMOS, T. B.; NEVES, M. J.; MARTINS, J. C.; PIRES, F. P.; LEITÃO, P. Modelação da dinâmica da água e dos sais num aluvissolo do Alentejo. In: CONGRESSO NACIONAL DE REGA E DRENAGEM, 1., 2005. **Anais...** Disponível em: <www.iniap.min-agricultura.pt>. Acesso em:19/06/2008.

GONÇALVES, M. C.; SIMUNEK, J.; RAMOS, T. B.; MARTINS, J. C.; NEVES, M. J.; PIRES, F. P. Multicomponent solute transport in soil lysimeters irrigated with waters of different quality. **Water Resources Research**, v. 42, W08401, doi:10.1029/2005WR004802, 2006.

HAAN, C.T.; ALLRED, B.; STORM, D.E.; SABBAGH, G.J.; PRABHU, S. Water resources and management;Mathematical and statistical methods. Information Systems Division, National Agricultural Library (NAL), USDA. 1995. <<http://www.fao.org/agris/search/display.do?f=/1996/v2210/US9556226.xml;US9556226>> em 07/08/08.

HILLEL, D. **Fundamentals of soil physics**. New York: Academic Press,1980.

HILTEN, R.N. **An analysis of the energetics and stormwater mediation potential of greenroofs**. Tese apresentada à Universidade de Georgia como requisito parcial para o grau de mestre em ciência. Atenas, 2005.

JURY, W. A.; GARDNER, W. R.; GARDNER, W. H. **Soils physics**. New York, 5th ed. John Wiley & sons, 1991.

KAISER, D. R. **Nitrato na solução do solo e na água de fontes para consumo humano numa microbacia hidrográfica produtora de fumo**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo – planta**. São Paulo: Ceres, 1979.

LAL, R.; SHUKLA, M. K. **Principles of Soil Physics**. São Paulo: Marcel Dekker, 2004.

LUCHESI, E. B.; FAVERO, L. O.; LENZI, E. **Fundamentos da Química do Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002. p.182.

LUCCHESI, L. A. C. **The Effects of two processed sewage sludges on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of sludge zinc**. 331 p. Tese (Doutorado) - Ohio State University, 1997.

MARTINS, G. A. **Estatística geral e aplicada**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2006.

MEAULO, F.J. Mapeamento da vulnerabilidade natural à poluição dos recursos hídricos subterrâneos de Araraquara (SP). *Holos Environment*, v.6 n.2, 2006.p.70.

MEIWIRTH, K.; MERMOUD, A. **Simulation of herbicide transport in na alluvial plain**. Institute of Environmental Science and Technology, Swiss Federal Institute of Technology, ISTE/HYDRAM, ENAC, EPFL, 1015 Lausanne, Switzerland. Disponível em:<<http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/transport/meiwsimu.pdf>>. Acesso em: 16/06/2008.

MELLO, C. R.; OLIVEIRA, G. C. de; FERREIRA, D. F.; LIMA, J. M.; LOPES, D. Modelos para determinação dos parâmetros de VAN GENUCHTEN para um cambissolo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 23-29, 2005.

MERGULHÃO, A. J. P. P. **Injeção de nitrato de amônio em solo residual por eletrocinese e seu efeito sobre a sobrevivência da microbiota nativa**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2002.

MEURER, E. J. **Fundamentos da química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006.

MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resour. Res.**, v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.

N-VIRO <<http://www.nviro.com/soil.html>> em 21/05/2007.

OLIVEIRA, E.M.M., RUIZ, H.A.; FERREIRA, P.A.; ALVAREZ, V.H.; BORGES JUNIOR, J.C.F. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato, potássio e amônio em solos de Minas Gerais. *R. Bras. Eng. Agric. Ambiental, Campina Grande*, v.8, n.2/3, p.196-203, 2004.

OLIVEIRA, F. C.;MATTIAZZO, M. E.;MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, p. 171-180, 2001.

OLIVEIRA, J. R. A. de; VILELA, L.; ANGELAYARZA, M. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1199-1205, jun. 2000.

OTTONI FILHO, T. B. Uma classificação físico-hídrica dos solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 211-222, 2003.

PADILHA, J. C. **Aplicação de lodos de tratamentos de água e esgoto em latossolos cultivados com milho e soja**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

PAIXÃO, F. J. R.; ALENCAR, S. B.; COSTA, T. L.; MARQUES, L. F.; TRINDADE, J. L. Capacidade de campo de um neossolo flúvico determinada por métodos diretos e indiretos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 4, n. 2, 2004.

PALLADINO, M.; FERNADEZ, G.; D'URSO, G.; MORENO, J. Studyng the relationship between superficial soil water content and observed land surface temperature with AHS data and modeling techniques within the SEN2FLEX experiment. **Geophysical Research Abstracts**, v. 9, 08180 (2007).

PAVAN, M. A. et al. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992.

PREVEDELLO, C.L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba, 1996.

RAIJ, B.V. **Gesso agrícola na melhoria do ambiente radicular no solo**. São Paulo: ANDA, 1988.

REICHARDT, K.;TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera**: conceitos, processos e aplicações. Barueri: Manole, 2004.

REICHARDT, K. **A água na produção agrícola**. São Paulo: McGraw Hill do Brasil, 1978.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade de água**: contaminação de água por nitrato. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2002. (Documentos, n. 57).

RICCI, M. S. F. **A importância da matéria orgânica para o cafeeiro**. Artigo publicado na revista Campo e Negócios julho/2006. Pesquisadora da Embrapa Agrobiologia, Doutora em Fitotecnia, Caixa Postal 74505, CEP 23851-970, Seropédica, RJ.

ROSSI, P; MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N. Curvas de distribuição de efluentes do in nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 675-682, set./dez. 2007.

RUBIO, C; LLORENS, P.; VAN GENUCHTEN, M.Th. Modelling transient variable saturated flor Ander natural conditions using Hydrus-1D. **Geophysical Research Abstracts**, v. 7, 08825, 2005.

SALVADOR, J. T. **Sustentabilidade agrícola e ambiental pela reciclagem de lodos de esgoto**: efeitos residuais e disponibilidade de nutrientes para culturas agrícolas. Teses (Doutorado em Fitotecnia) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

SARMAH, A. K.; CLOSE, M. E.; PANG, L.; LEE, R.; GREEN, S. R. Field study of pesticide leaching in a Himatangi sand (Manawatu) and a Kiripakala bouldery clay loam (Northland).2. Simulation using LEACHM, HYDRUS-1D, GLEAMS, and

SPASMO models. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, n. 4, p. 471-489. 2005.

SILVA, F. de A. S.; AZEVEDO, C. A. V. de. A New Version of The Assistat-Statistical Assistance Software. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 4, Orlando, 2006. **Anais...** Orlando: American Society of Agricultural Engineers, 2006. p.393-396.

SILVA, F. de A. S.; AZEVEDO, C. A. V. de. Versão do programa computacional Assistat para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 71-78, 2002.

SILVA, F. de A. S. The ASSISTAT Software: statistical assistance. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 6, Cancun, 1996. **Anais...** Cancun: American Society of Agricultural Engineers, 1996. p.294-298.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 1999.

SHIMAKURA, S. Interpretação do coeficiente de correlação. Departamento de Estatística da UFPR. <http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html> em 04/07/2008.

SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. T.; SEJNA, M. **The Hydrus 1-D Software Package Manual, v. 3.0**. California, University Of California Riverside, 2005.

SOCRATES, W. P. Análise da performance da estação de tratamento de Esgoto Belém. *Sanare*, v. 3, n. 3, p. 25-30, 1995.

SOUZA, L. D.; REICHARDT, K. Estimativas de capacidade de campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 20, p. 183-189, 1996.

SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils**. New York: Oxford University Press, 1989.

THOMÉ JR., J. B. **Manual para interpretação de análise de solos**. Guaíba: Agropecuária, 1997.

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

VAZ, C. M. P.; IOSSI, M. F.; NAIME, J. M.; SILVA, A. M. Validation of the Arya and Paris water retention model for brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 69, p. 577-583, May/June, 2005.

YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S.; VITTI, G. C. Nitrogênio e Enxofre na agricultura brasileira. SIMPÓSIO SOBRE NITROGÊNIO E ENXOFRE NA AGRICULTURA BRASILEIRA, Piracicaba, 2006. **Anais**. Piracicaba: INPI Brasil, 2007.. p. 25-26.

APENDICE I

4.1 RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS LIXIVIADOS DAS COLUNAS DE SOLO

Tratamento / Solo / Repetição	NO ₃ HCl mg/L	Média NO ₃ mg/L	NH ₄ mg/L	Média NH ₄ mg/L	Nº COL
T-LOND I	1,401	1,380	0,384	0,533	44
T-LOND II	1,340		0,612		12
T-LOND III	1,607		0,570		35
T-LOND IV	1,400		0,564		41
NV1-LOND I	1,322	1,348	0,533	0,608	42
NV1-LOND II	1,365		0,735		45
NV1-LOND III	1,391		0,631		43
NV1-LOND IV	1,313		0,532		20
NV2-LOND I	1,346	1,277	0,744	0,805	26
NV2-LOND II	1,181		0,847		32
NV2-LOND III	1,358		0,910		33
NV2-LOND IV	1,222		0,717		6
NV3-LOND I	1,530	1,568	1,017	0,906	24
NV3-LOND II	1,605		0,654		34
NV3-LOND III	1,853		1,225		1
NV3-LOND IV	1,284		0,729		47
T-CONT I	0,385	0,464	1,008	0,875	48
T-CONT II	0,503		0,860		17
T-CONT III	0,460		0,598		25
T-CONT IV	0,509		1,034		39
NV1-CONT I	0,545	0,496	1,009	0,989	40
NV1-CONT II	1,219		1,043		5
NV1-CONT III	0,507		1,025		38
NV1-CONT IV	0,438		0,880		15
NV2-CONT I	0,425	0,503	0,816	0,921	36
NV2-CONT II	0,451		0,834		21
NV2-CONT III	0,540		1,001		14
NV2-CONT IV	0,518		1,032		23
NV3-CONT I	0,668	0,539	0,874	1,020	3
NV3-CONT II	0,497		1,020		46
NV3-CONT III	0,570		1,026		4
NV3-CONT IV	0,420		1,159		37
T-PVAÍ I	1,452	1,364	1,098	1,095	9
T-PVAÍ II	1,047		1,076		16
T-PVAÍ III	1,366		1,086		10
T-PVAÍ IV	0,999		1,122		13
NV1-PVAÍ I	1,323	1,622	0,167	0,894	31
NV1-PVAÍ II	1,917		1,180		27
NV1-PVAÍ III	2,067		1,113		7
NV1-PVAÍ IV	1,180		1,117		28
NV2-PVAÍ I	2,085	1,837	1,094	1,124	2
NV2-PVAÍ II	1,509		1,083		22
NV2-PVAÍ III	1,734		1,266		19
NV2-PVAÍ IV	2,019		1,055		11
NV3-PVAÍ I	2,332	2,314	1,104	1,116	8
NV3-PVAÍ II	2,563		1,059		18
NV3-PVAÍ III	2,185		1,223		29
NV3-PVAÍ IV	2,178		1,079		30

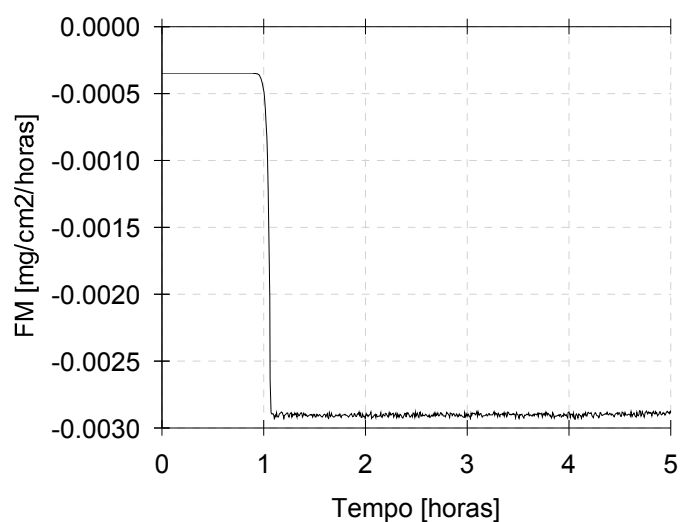
APENDICE II

RESULTADOS OBTIDOS DO MODELO MATEMÁTICO

Gráfico Hydrus - inglês	Gráfico Hydrus - português	Calibração
Cumulative Bottom Flux	Fluxo do Lixiviado Acumulado	V lix
Bottom Solute Flux	Fluxo do Solute no Fundo da Coluna	FM
Soil Water Storage	Armazenamento de Água no Solo	Varm
Cumulative Bottom Solute Flux	Fluxo Acumulado Solute Fundo Col.	Conc NO ₃ ⁻

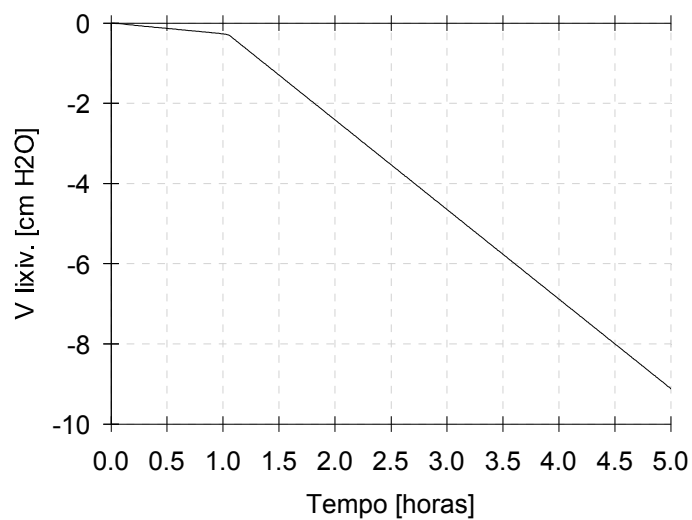
Fluxo do Solute no Fundo da Coluna - FM

Bottom Solute Flux LOND - T



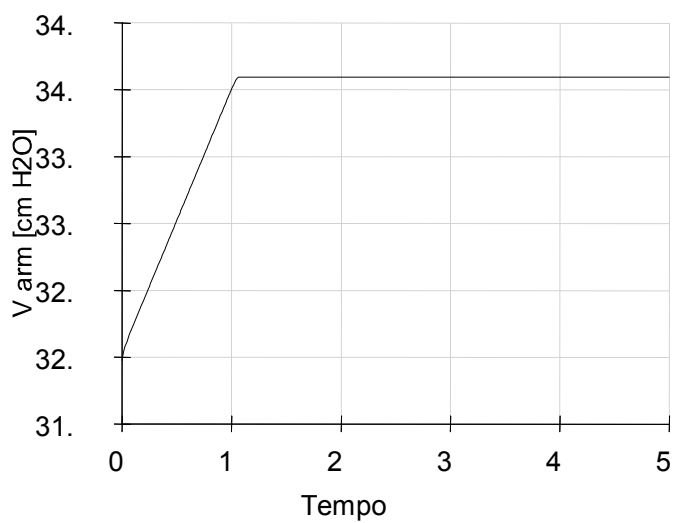
Fluxo do Solute no Fundo da Coluna – V Lix

Cum. Bottom Flux LOND - T



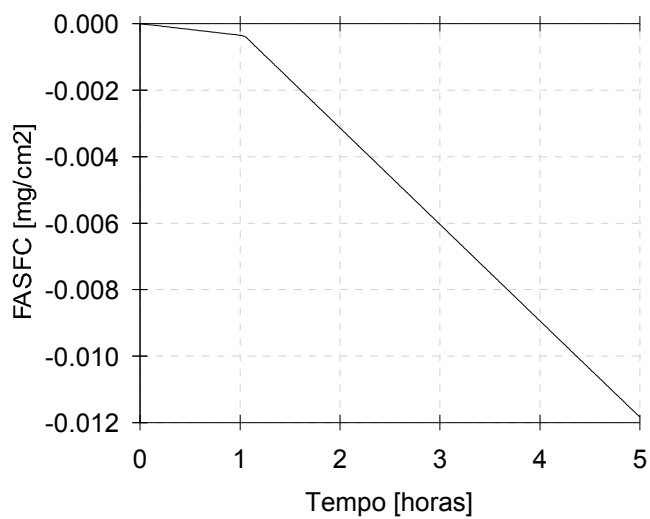
Armazenamento de Água no Solo – V_{arm}

Soil Water Storage LOND - T



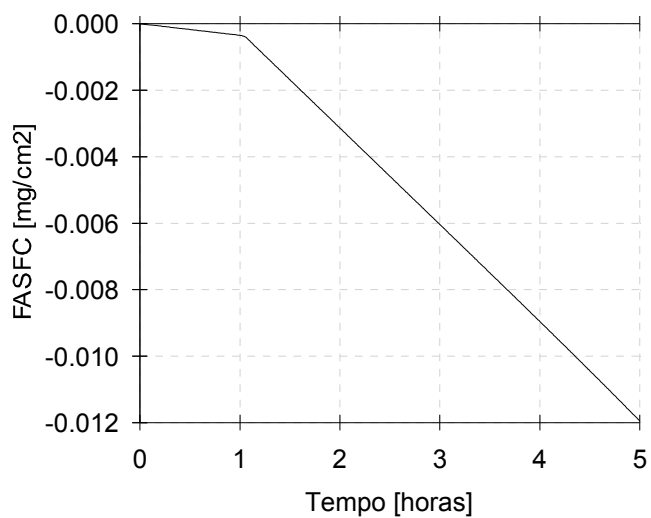
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cumulative Botom Solute Flux LOND - T



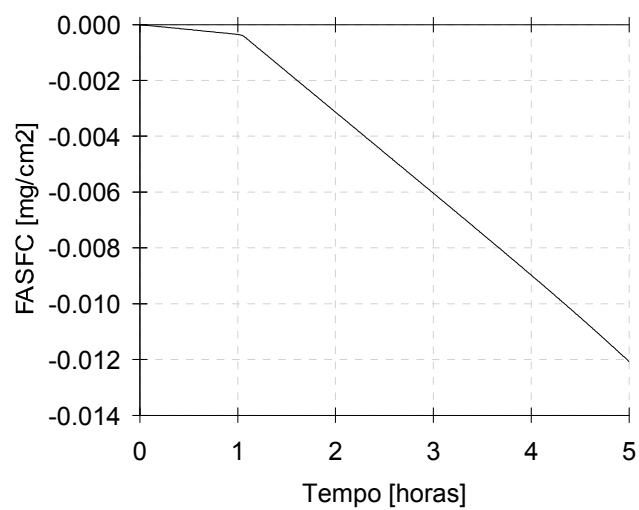
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux LOND - NV1



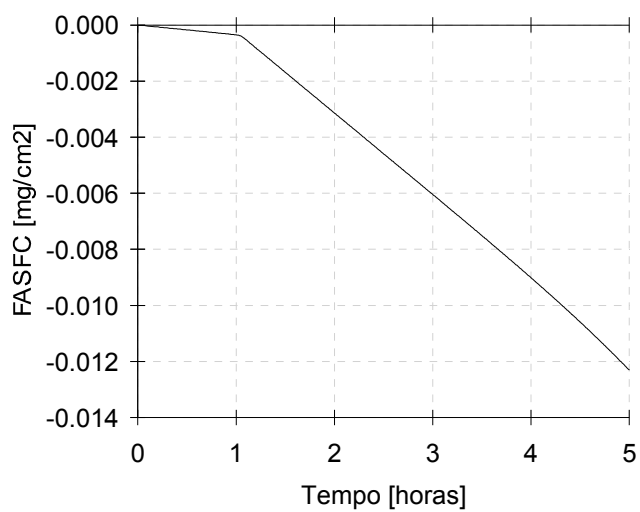
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux LOND - NV2



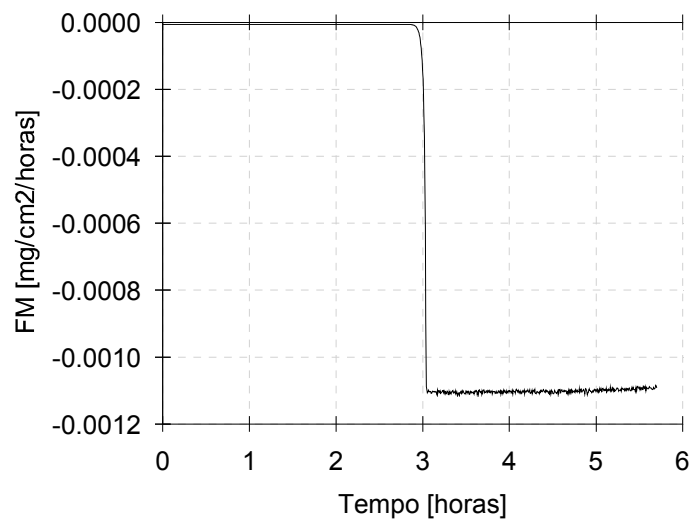
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux LOND - NV3



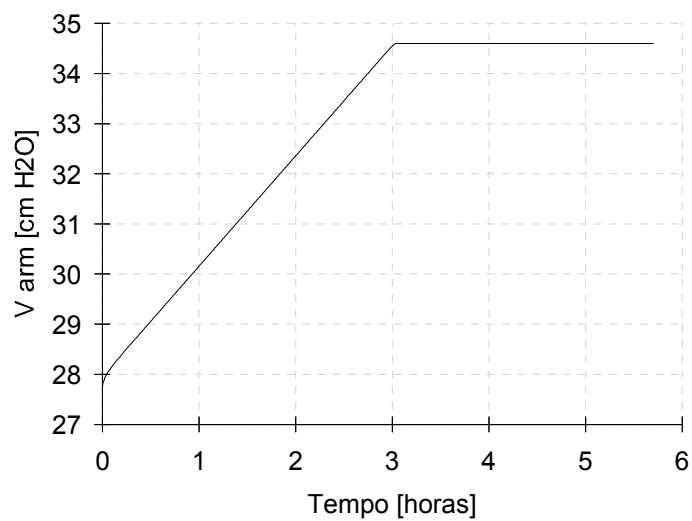
Fluxo do Solute no Fundo da Coluna - FM

Bottom Solute Flux CONT - T

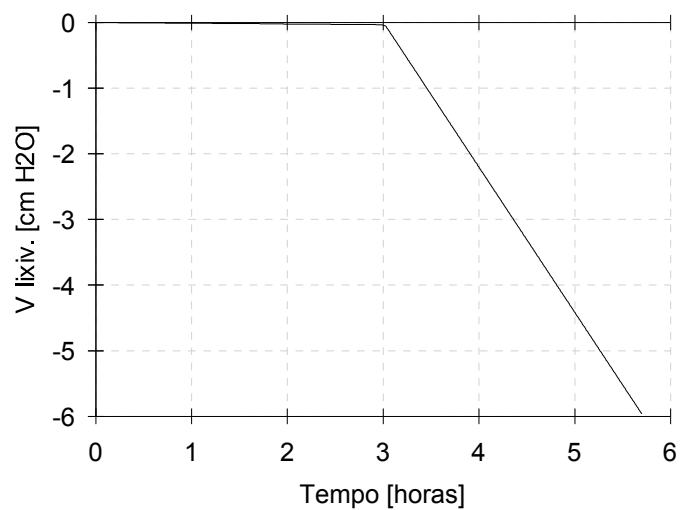


Armazenamento de Água no Solo – Varm

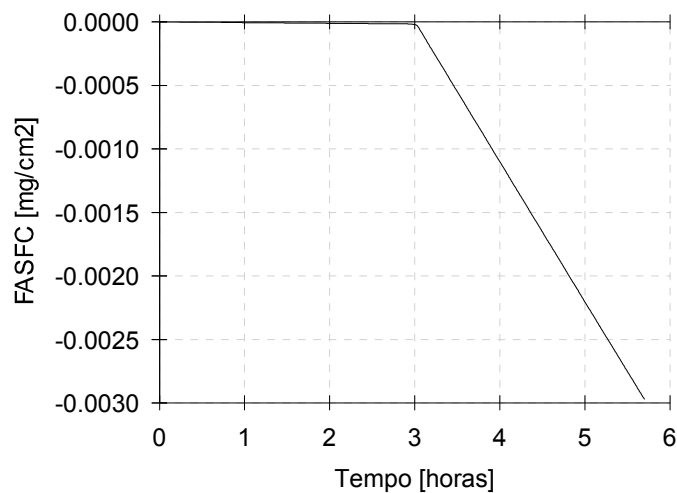
Soil Water Storage CONT - T



Fluxo do Solute no Fundo da Coluna – V Lix
Cum. Bottom Flux CONT - T

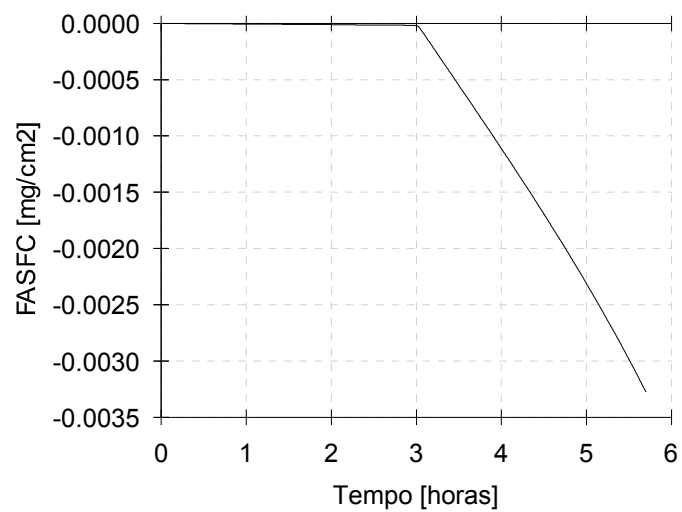


Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna
Cum. Botom Solute Flux CONT - T



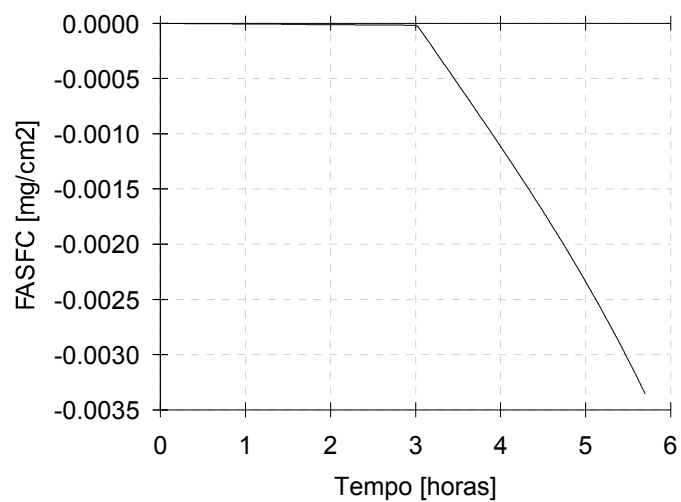
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux CONT - NV1



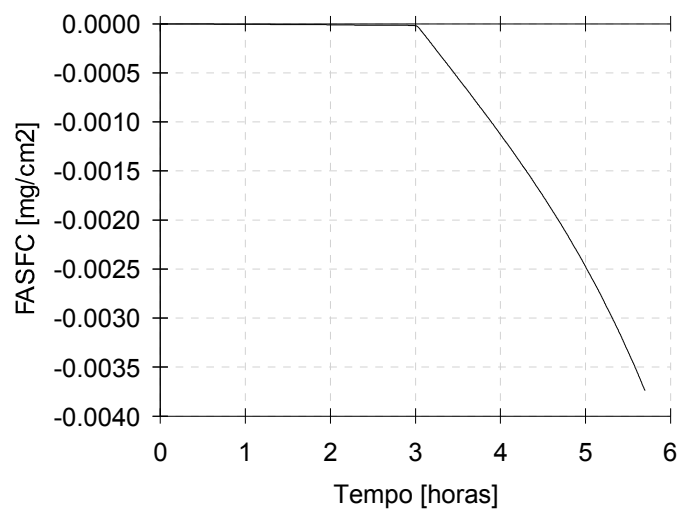
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux CONT - NV2



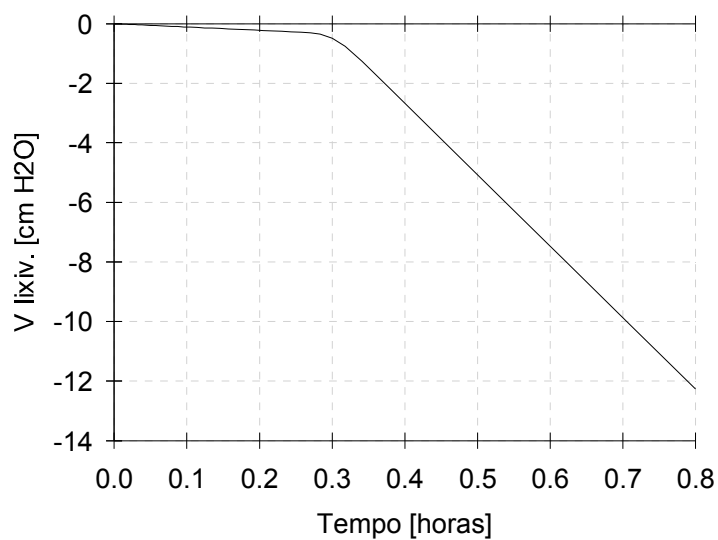
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux CONT - NV3

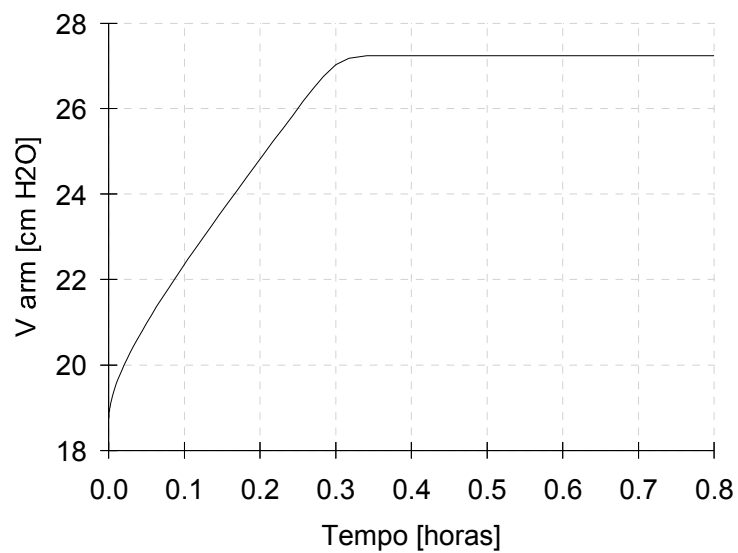


Fluxo do Solute no Fundo da Coluna – V Lix

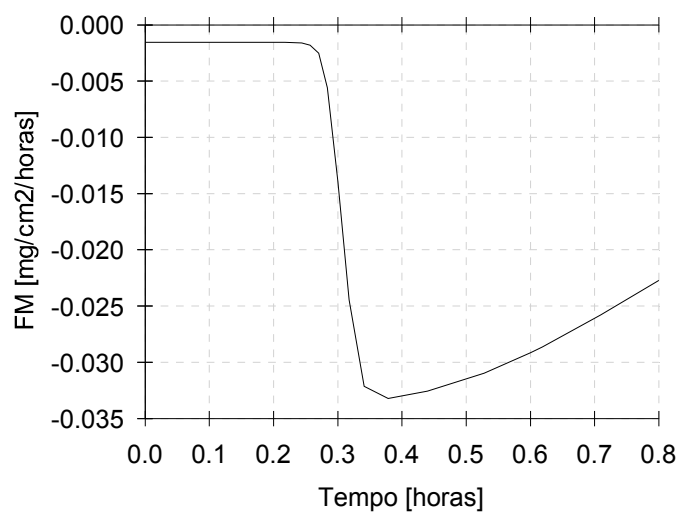
Cum. Bottom Flux PVAI - T



Armazenamento de Água no Solo – Varm
Soil Water Storage PVAI - T

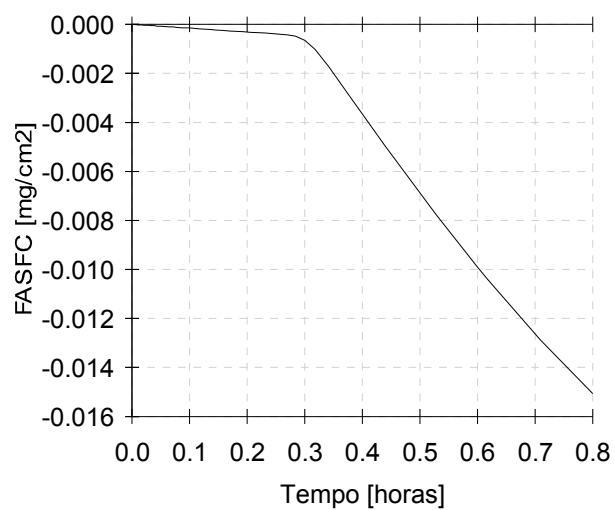


Fluxo do Solute no Fundo da Coluna - FM
Bottom Solute Flux PVAI - T



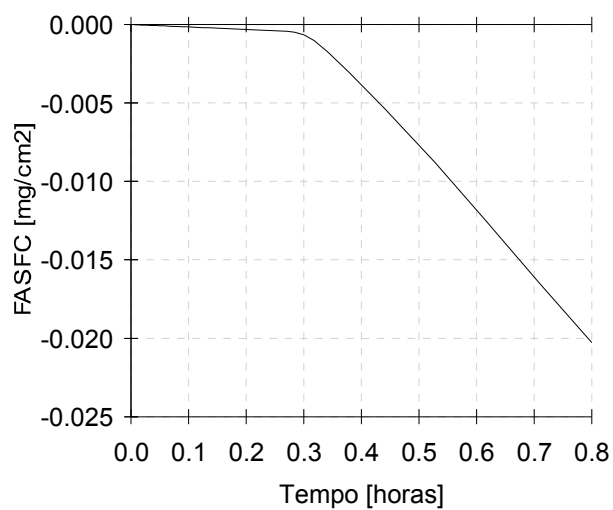
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux PVAI - T



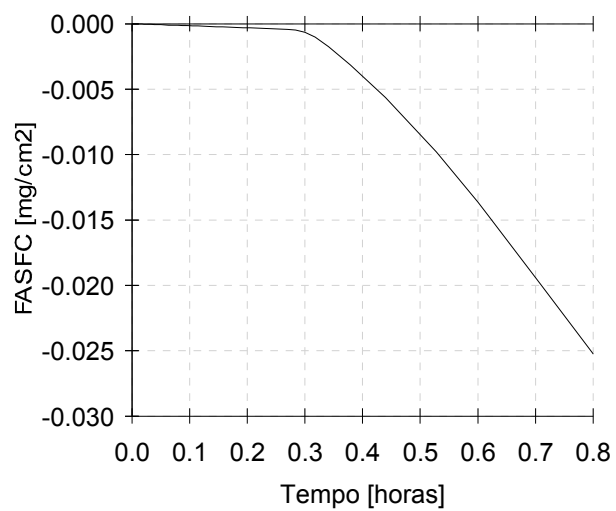
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux PVAI - NV1



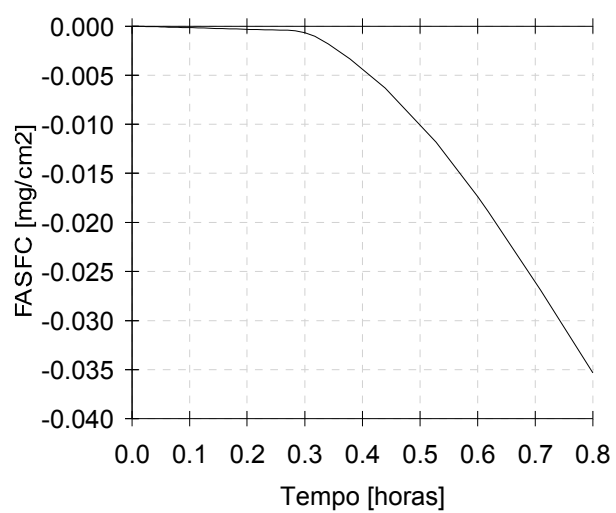
Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux PVAI - NV2



Fluxo Acumulado do Solute no Fundo da Coluna

Cum. Botom Solute Flux PVAI - NV3



APENDICE III

GRÁFICOS DE BARRA – COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DOS LIXIVIADOS E AS CONCENTRAÇÕES MODELADAS

