

EDMILSON CEZAR PAGLIA

**LODO DE ESGOTO ALCALINIZADO ASSOCIADO A DOSES DE
POTÁSSIO, NA LIXIVIAÇÃO IÔNICA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção de grau de Mestre, apresentado ao curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de concentração Ciências do solo do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Dra. Beatriz Monte Serrat

**CURITIBA
2004**

EDMILSON CEZAR PAGLIA

**LODO DE ESGOTO ALCALINIZADO ASSOCIADO A DOSES DE
POTÁSSIO, NA LIXIVIAÇÃO IÔNICA**

**CURITIBA
2004**

A Deus,

Aos meus pais Terezinha e David,

A minha irmã Lucimar e sobrinhas Paula e Marina,

Aos amigos Alcides, Humberto e Assis,

*COM MUITO AMOR,
DEDICO.*

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal do Paraná, e ao Departamento de Solos e Engenharia Agrícola pela oportunidade de aprimoramento intelectual.

Ao CNPq, pelo financiamento do projeto e concessão de bolsa de estudo.

A Professora Dra. Beatriz Monte Serrat, por ter participado de meu crescimento intelectual, pela acessibilidade, disponibilidade, confiança e incentivo.

As coorientadoras Dra. Ana Rosa dos Anjos Sirtoli e Dra. Clarice Azevedo Luna Freire, pelo apoio, amizade, compreensão e tranqüila condução dos trabalhos.

A Professora Dra. Celina Wisniewski e ao Professor Dr. Carlos Bruno Reismann, pelo carinho, atenção e companheirismo durante o curso.

A todos os Professores do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, pela dedicação e atenção prestada.

A todos os funcionários do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, em especial aos laboratoristas por todo apoio, amizade e dedicação.

A Dona Elda, a Ana, ao Roberto e o Aldair, a Maria, a Nara, a Marla e ao Gerson, pelo auxílio prestado no decorrer dos trabalhos, e por todos os galhos quebrados.

A todos os colegas do curso, pela troca de experiência, e pelos momentos agradáveis de convivência.

A todos os amigos do dia a dia, pelo conforto nas horas de dificuldades e pelos bons momentos vividos.

Aos meus pais: David e Terezinha que muitas vezes com sacrifício contribuíram para que eu chegasse até aqui.

A minha irmã Lucimar e sobrinhas Paula e Marina, pelo apoio e carinho recebido.

O MEU MUITO OBRIGADO

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
RESUMO	vii
ABSTRACT	vii
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVOS.....	3
1.1.1 Geral.....	3
1.1.2 Específico.....	3
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 A IMPORTÂNCIA DO SOLO.....	4
2.2 O SOLO COMO MEIO PARA DESCARTE E RECICLAGEM DE LODO DE ESGOTO.....	6
2.3 A LIXIVIAÇÃO E SEUS EFEITOS.....	10
2.4 CARACTERIZAÇÃO E LIXIVIAÇÃO DE ÍONS EM SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO ALCALINIZADO.....	14
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 INSTALAÇÃO E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	18
3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
4.1 pH NAS SOLUÇÕES LIXIVIADAS.....	23
4.2 LIXIVIAÇÃO DE CÁTIOS.....	26
4.2.1 Potássio.....	26
4.2.2 Cálcio e Magnésio.....	27
4.2.3 Alumínio.....	32
4.3 LIXIVIAÇÃO DE ÂNIOS.....	33
4.3.1 Lixiviação de Nitrato.....	33
4.3.2 Sulfato.....	36
4.3.3. Cloreto.....	38
4.3.4 Fosfato.....	40
5 CONCLUSÕES	42
REFERÊNCIAS	43
LISTA ANEXOS	49

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	ASPECTOS DO EXPERIMENTO COM AS COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO.....	20
FIGURA 2	VARIAÇÃO DE pH NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O)...	24
FIGURA 3	VARIAÇÃO DE pH DO SOLO, DETERMINADO EM ÁGUA, NAS CAMADAS SUBSUPERFICIAIS, PARA OS CONJUNTOS EXPERIMENTAIS COM E SEM LODO DE ESGOTO ALCALINIZADO, NO FINAL DO EXPERIMENTO.....	25
FIGURA 4	LIXIVIAÇÃO DE POTÁSSIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	27
FIGURA 5	LIXIVIAÇÃO DE CÁLCIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO APLICADA (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	29
FIGURA 6	LIXIVIAÇÃO DE MAGNÉSIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO APLICADA (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	30
FIGURA 7	LIXIVIAÇÃO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO APLICADA (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	32
FIGURA 8	CONCENTRAÇÃO DE NITRATO NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	34
FIGURA 9	CONCENTRAÇÃO DE SULFATO NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DA DOSE DE POTÁSSIO NO SOLO (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	37
FIGURA 10	CONCENTRAÇÃO DE CLORETO NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM DADOSE DE POTÁSSIO NO SOLO (60 kg ha ⁻¹ de K ₂ O).....	39

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	COMPOSIÇÃO QUÍMICA MÉDIA DE TIPOS DE LODO DO PARANÁ.....	6
TABELA 2	QUANTIDADES DE MACRONUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA EM DIVERSOS RESÍDUOS ORGÂNICOS.....	8
TABELA 3	COMPOSIÇÃO TÍPICA DO LODO NÃO TRATADO, DIGERIDO E ATIVADO.....	12
TABELA 4	CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS MÉDIAS DO SOLO APÓS A COLHEITA DO MILHO NA CONCLUSÃO DA PRIMEIRA FASE EXPERIMENTAL, NO HORIZONTE DE 0–20 CM.....	19
TABELA 5	pH MÉDIO DAS SOLUÇÕES LIXIVIADA PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	25
TABELA 6	POTÁSSIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	27
TABELA 7	CÁLCIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA OS SOLOS COM E SEM LEA NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	30
TABELA 8	MAGNÉSIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA OS SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	31
TABELA 9	ALUMÍNIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA OS SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	33
TABELA 10	NITRATO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	36
TABELA 11	SULFATO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	38
TABELA 12	CLORETO MÉDIO LIXIVIADO (mg L ⁻¹) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K ₂ O.....	40

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE MACRO E MICRONUTRIENTES DO LODO DE ESGOTO APLICADO NO SOLO DO EXPERIMENTO.....	50
ANEXO 2	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	51

ABSTRACT

The knowledge of the effects of the application of residues rich in ions in the soil is important for the evaluation of the chemical species that reach underground waters, mainly when complementary fertilizer is recommended, affecting with the ionic balance of the solution of the soil. The objective of this work was to evaluate the interference of the potassium used as supplementary fertilizer in the leaching of chemical species in one soil treated with alkalized sewage sludge. The study consisted of a greenhouse experiment with pvc columns (60 cm of height X 7,5 cm of diameter) divided in two sets: the first with alkalized sewage sludge dosis of potassium, the second without sewage sludge and with an integral dose of potassium (60 kg ha⁻¹ of K₂O). The soil used was previously treated with alkalized sewage sludge and cultivated with maize, in 2001. The concentrations of K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, CL⁻, PO₄³⁻ and pH were determined in the leachates solutions. Basic statistica and linear regression was usado to analise the date. The analysis of the results, showed an increase in the concentration of potassium and chloride in the leachate with increasing dosis of K₂O in the soil, in four leaching tests. The concentration of Al³⁺ in the leached solution diminished with the increase in potassium dosis. The presence of alkalized sewage sludge increased the concentration of NO₃⁻, Cl⁻, Ca²⁺ and Mg²⁺ in the solutions in the majority of the leaching tests. All the solutions sampled presented nitrate concentrations superior to the allowed maximum value (10 mg L⁻¹). Such value must take into consideration that the present experiment was made in soil columns without any vegetal covering.

Key words: sewage sludge; leaching of ions; water contamination

RESUMO

O conhecimento dos efeitos da aplicação de resíduos ricos em íons no solo é importante na avaliação das espécies químicas que alcançam as águas subterrâneas, principalmente quando adubos complementares são recomendados, interferindo no equilíbrio iônico da solução do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a interferência do potássio utilizado como adubo suplementar na lixiviação de espécies químicas em um solo que fora tratado com lodo de esgoto alcalinizado. O estudo foi desenvolvido na casa de vegetação do Setor de Ciências Agrárias em Curitiba, em 2002/2003, instalado em colunas de pvc de 60 cm de altura e 7,5 cm de diâmetro, dividido em dois conjuntos experimentais: o primeiro com lodo de esgoto alcalinizado e doses de potássio, e o segundo sem lodo de esgoto e com dose integral de potássio (60 kg ha^{-1} de K_2O). O solo utilizado foi anteriormente tratado com lodo de esgoto alcalinizado e cultivado com milho, em 2001. Determinaram-se as concentrações de K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} e pH nas soluções lixiviadas. Para a análise dos dados utilizou-se regressão linear e metodologia básica de estatística. Mediante a análise dos resultados, verificou-se um aumento da concentração de potássio e cloreto na solução lixiviada, à medida que se aumentou a dose de K_2O no solo, nas quatro lixiviações. A concentração de Al^{3+} na solução lixiviada diminuiu à medida em que foi aumentado a dose de potássio no solo. A presença de lodo de esgoto alcalinizado aumentou a concentração de NO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} e Mg^{2+} nas soluções na maioria das lixiviações. Todas as soluções coletadas, apresentaram valores de nitrato superiores ao valor máximo permitido pela legislação vigente (10 mg L^{-1}), tal valor deverá considerar que o presente experimento tratou de colunas de solo sem cobertura vegetal.

Palavras chave: lodo de esgoto; lixiviação de íons; contaminação de águas.

1 INTRODUÇÃO

A gestão do lodo de esgoto implica em uma harmonização de procedimentos e processos, ligando o funcionamento da estação de tratamento de esgoto ao processo de destino final do lodo (AISSE *et al.*, 1999)¹.

Com o aumento da consciência ambiental da população e da própria necessidade econômica de preservação dos recursos naturais, na última década houve um esforço, principalmente nos grandes centros urbanos, no sentido de tratar suas águas residuárias. Como resultado, existem em várias grandes cidades brasileiras eficientes estações de tratamento de esgotos (ETEs) que necessitam dispor o lodo gerado. A questão da disposição final desse lodo é um problema emergente no Brasil, e tende ao agravamento na medida que se implantam e efetivamente se operam os sistemas de coleta e tratamento de esgotos.

Dados sobre a gestão de lodo de esgoto ressaltam que os custos de disposição desse resíduo podem atingir 60 % do custo operacional de toda a planta. Isso significa que as adequações dos métodos de tratamento deverão ser realizadas para reduzir as quantidades de lodo geradas e a identificação de alternativas que reduzam os custos de disposição final.

O lodo de esgoto acumulado nos pátios das ETEs pode constituir mais uma ameaça ao ambiente, caso não sejam encontradas alternativas viáveis do ponto de vista econômico, social e ambiental para o seu descarte.

Dentre as alternativas de reciclagem do lodo de esgoto, a agricultura tem se destacado a nível mundial, do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, por viabilizar a reciclagem de nutrientes, promover melhorias físicas, químicas, biológicas do solo e principalmente por representar uma solução para minimizar o problema da disposição das grandes quantidades de lodo gerado, sendo bastante desenvolvida na Europa e na América do Norte. Seu uso, entretanto, é limitado pelas características físicas, químicas e biológicas do lodo, além de fatores inerentes

¹ AISSE *et al.* citado por ANDREOLI *et al.* (1999)

ao setor agrícola como calendários, políticas, custos e transporte (LUDUVICE, 2000)².

Do ponto de vista econômico, o uso de lodo como fertilizante orgânico representa o reaproveitamento integral de seus nutrientes e a substituição de parte das doses de adubação química sobre as culturas, com rendimentos equivalentes, ou superiores aos conseguidos com fertilizantes comerciais (USEPA,1979).

A metodologia do tratamento aeróbio de esgoto e a higienizado com cal, favorece a perda de potássio e altera o balanço de nutrientes do composto orgânico devido à adição de cátions como o cálcio e magnésio respectivamente, podendo exercer um efeito negativo na adsorção do potássio, e na composição iônica do solo.

Esta constatação motivou pesquisas que verificaram a ocorrência de lixiviação de K e a necessidade de suplementação do mesmo para as culturas BERTON (1989)³; SILVA (1995); OLIVEIRA *et al.* (1995) e ANJOS (1999). No entanto tais pesquisas não consideram as interações dos íons resultantes na solução do solo e o seu potencial contaminante de camadas subsuperficiais e das águas subterrâneas.

Evidências tem mostrado que há necessidade de suplementação de potássio na utilização de lodo de esgoto, outrossim observa-se que há sintomas de deficiência deste elemento, o que é devido ao desequilíbrio com outros cátions presentes no lodo de esgoto alcalinizado. Sendo assim, recomenda-se elevar a dose de potássio além da recomendação ideal, visando a compensação do desequilíbrio nutricional. Desta forma, eleva-se os teores de potássio na solução do solo, promovendo o deslocando de íons, possibilitando a pareação iônica e a possibilidade do aumento da lixiviação de outros íons presentes no lodo de esgoto, principalmente do nitrato que apresenta riscos de contaminação do solo e da água. Atrelado a estas informações, esperamos com a presente pesquisa contribuir para clarear as interferências iônicas ocorridas na lixiviação.

Observando-se assim a possível potencialidade do lodo de esgoto, buscam-se mais informações que otimizem a sua utilização na agricultura, visando uma maior economicidade deste resíduo, e ao mesmo tempo trazer vantagens para os

² LUDUVICE citado por BETTIOL e CAMARGO (2000)

³ BERTON citado por DECHEN *et al.* (1989)

produtores rurais, empresas de saneamento e conseqüentemente para a população e o meio ambiente.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

Avaliar a interferência do potássio utilizado como adubo suplementar na lixiviação de íons em um solo que fora tratado com lodo de esgoto alcalinizado.

Avaliar o potencial de contaminação por íons do lodo de esgoto alcalinizado (LEA), nas águas subterrâneas.

1.1.2 Específico

1 Correlacionar doses crescentes de potássio com a concentração de potássio, cálcio, magnésio, alumínio, nitrato, sulfato, fosfato e cloreto presentes na solução lixiviada de um solo anteriormente tratado com lodo de esgoto alcalinizado;

2 Avaliar o efeito isolado do lodo de esgoto alcalinizado (LEA) para os mesmos íons numa única dose de K_2O (60 kg ha^{-1})

3 Comparar a concentração de cada íon na solução lixiviada com os padrões da legislação brasileira vigente (CONAMA).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A IMPORTÂNCIA DO SOLO

O solo tem uma importância fundamental para a vida em nosso planeta, porque envolve algumas funções indispensáveis para manter o equilíbrio ambiental (L'IMPORTANZA DEL SUOLO, 2003):

- a) a função produtiva que está ligada ao conceito de fertilidade. De fato o solo é a reserva de elementos nutritivos e de água para o crescimento dos vegetais;
- b) a função protetora, pela capacidade dos solos agirem como filtro biológico no confronto com resíduos e, portanto, de proteção aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos e das cadeias alimentares. Quando a capacidade de filtro for exaurida ou destruída haverá contaminação dos recursos hídricos e das cadeias alimentares;
- c) a função reguladora, devido à alta capacidade do controle do fluxo de água e dos substratos rochosos;
- d) a função natural, porque o solo é responsável pela vida do ecossistema terrestre, constituindo o habitat de muitos organismos animais e vegetais, condicionando o balanço energético da superfície terrestre e do clima;
- e) função acolhedora, porque hospeda a população humana e toda a sua estrutura para sobrevivência como as plantas industriais, as estradas, infra-estruturas de lazer e descarga de resíduos domésticos e industriais;
- f) função de reserva de matéria prima sólida, líquida e gasosa; e
- g) função de conservação do importante patrimônio cultural, o qual serve como testemunha e fonte de informações única da história da terra e da humanidade.

No ano de 1972 o Consiglio d' Europa promulgou uma "Carta do Solo" com o objetivo de sensibilizar a opinião pública europeia sobre a gestão racional do solo

como um recurso natural indispensável para a harmonia da humanidade, preservando-o na sua integridade. Os itens abordados na Carta do Consiglio d' Europa foram os seguintes (L'IMPORTANZA DEL SUOLO, 2003):

- a) o solo é um bem dos mais preciosos da humanidade. Conserva a vida dos vegetais, animais e do homem na superfície da terra;
- b) o solo é um recurso limitado que se destrói facilmente;
- c) a sociedade industrial usa o solo com fins agrícola, industriais ou de outra natureza. Qualquer política de planificação territorial deve ser concedida em função das propriedades do solo e das necessidades da sociedade de hoje e de amanhã;
- d) os agricultores e madeireiros devem aplicar métodos que preservem a qualidade do solo;
- e) os solos devem ser protegidos da erosão;
- f) os solos devem ser protegidos da contaminação e degradação;
- g) a instalação urbana deve ser organizada de tal modo que resulte no mínimo de repercussão desfavorável a zona circunvizinha;
- h) em projetos de engenharia civil deve conter um programa e o custo da recuperação da área degradada;
- i) é indispensável um inventário dos recursos do solo;
- j) para realizar uma utilização racional do solo é necessário um incremento de estudos científicos e interdisciplinares;
- k) a conservação do solo deve ser objeto de ensinamento a todos os níveis de informações, e de informação pública sempre maior; e
- l) os governos e as autoridades administrativas devem planificar e gestionar racionalmente os recursos do solo.

Apenas o conhecimento das funções citadas, certamente não é suficiente se não houverem ações controladas e monitoradas pelo homem principalmente no momento da decisão do uso do solo como meio receptor de resíduos, os quais deverão respeitar as características de suporte e reciclagem de compostos químicos e orgânicos de cada solo.

2.2 O SOLO COMO MEIO PARA DESCARTE E RECICLAGEM DE LODO DE ESGOTO

A questão geradora de resíduos teve início com as atividades humanas, tanto do seu metabolismo como de práticas industriais. Nos primórdios da humanidade os resíduos se limitavam somente às sobras alimentares, aos dejetos humanos e a resíduos de uma agricultura incipiente, onde a natureza dava conta de fazer o processo de reciclagem. Com o início das sociedades, as pessoas passaram a se concentrar em vilas, que com o passar do tempo foram se transformando em grandes centros urbanos. Nestas circunstâncias, o papel da natureza como recicladora deixou de existir, passando a ser insuficiente e exigindo do homem providências no sentido de que os córregos e rios não continuem sendo verdadeiros esgotos a céu aberto (MELO e MARQUES, 2000).

O tratamento de esgotos urbanos gera um subproduto denominado lodo de esgoto, de disposição final problemática no processo operacional das estações de tratamento, em função dos custos e dos potenciais impactos ambientais. Geralmente, a fase mais onerosa do tratamento das águas residuárias é o processo e a disposição final do lodo, que pode alcançar 60% do orçamento operacional para o controle da poluição das águas (ANDREOLI, 1999).

O lodo resultante das operações e processos de tratamentos se apresenta geralmente, em forma líquida ou semi-sólida, que contém normalmente entre 0,25 a 12% de sólidos, dependendo da operação e processo utilizado. Esse sólido, que consiste numa mistura de matéria orgânica e inorgânica, como mostra a tabela 1, se acumulam no sistema e devem ser periodicamente ou continuamente descartados, de acordo com o sistema de tratamento (ANDREOLI, 1999).

TABELA – 1 COMPOSIÇÃO QUÍMICA MÉDIA DE TIPOS DE LODO DO PARANÁ

Identificação/ nutrientes	Unidade	Lodo aeróbico calado	Lodo anaeróbico
Água	%	85,0	65,0
Matéria orgânica	-	69,4	36,2
Nitrogênio	%	2,50	1,60
Fósforo	%	0,90	0,20
Potássio	%	0,20	0,05

Fonte: dados do Programa de Reciclagem Agrícola de lodo da SANEPAR

No momento em que se decide o solo como disposição final de lodo de esgoto alcalinizado, deve-se levar em consideração alguns aspectos tais como: elevação e redução do pH do solo quando utilizado o lodo de esgoto alcalinizado e/ou bruto, conforme ANJOS (1999); OLIVEIRA *et al.*(2002); BOEIRA *et al.* (2002); SIMONETE *et al.* (2003), aumento da CTC pela adição de nutrientes, melhoria das propriedades físicas (MARTINS *et al.*, 2003; MELO e MARQUES, 2000) e biológicas (CARDOSO e NETO, 2000)⁴. Por outro lado, não é possível deixar de lado alguns aspectos de relevância como a presença de metais pesados (BERTON, 2000; MARTINS *et al.*, 2003), ânions inorgânicos tais como: sulfatos, cloretos, nitratos, fosfatos, fluoretos e cianetos, conforme ECKENFELDER (1997)⁵.

A utilização do solo como disposição final de resíduos poluentes tem sido muito freqüente. Esta pratica pode ser viável para solos que apresentam características apropriadas. Segundo MEURER, BISSANI e SELBACH, (2000), algumas características como as quantidades de matéria orgânica, óxidos de ferro, alumínio e manganês, são capazes de complexar e de reter diversos metais e moléculas orgânicas, impedindo a lixiviação. Portanto, o solo pode apresentar condições que favoreçam a precipitação ou a adsorção, reduzindo ou aumentando a mobilidade de íons pelo perfil do solo. No processo de inativação de íons, atuam alguns mecanismos tais como:

- a) reações do solo - modificações do pH do solo alteram o balanço das cargas positivas e negativas. No caso do pH abaixo do ponto de carga zero há um predomínio de cargas positivas, ocorrendo a adsorção de ânions. Se o pH estiver acima do ponto de carga zero haverá predominância de cargas negativas, com a adsorção de cátions no solo. Sendo assim, o pH pode alterar a composição de íons orgânicos e inorgânicos da fase líquida do solo, determinando a reatividade dos seus grupos funcionais de superfície;
- b) complexação de superfície – a atividade dos grupos funcionais de superfície dos minerais do solo e da matéria orgânica podem formar complexos de esfera-externa e interna com íons ou moléculas da solução do solo.

⁴ CARDOSO e NETO citado por BETTIOL e CAMARGO (2000)

⁵ ECKENFELDER citado por ASSUNÇÃO e SIGOLO (1997)

Existem várias alternativas tecnicamente aceitáveis para disposição do lodo. As mais comuns são destinação final em aterros sanitários exclusivos, seguidas de alternativas como a disposição de superfície, lagoas de armazenagem, incineração e reciclagem agrícola.

Dessas alternativas, a reciclagem agrícola é a mais promissora tanto sob o aspecto ambiental quanto econômico, pois poderá transformar um rejeito em um importante insumo agrícola. O uso agrônômico do lodo de esgoto deve, contudo, ser baseado em cuidadosos estudos que definam critérios agrônômicos, ambientais e sanitários, de modo a garantir sua utilização segura (ANDREOLI *et al.*, 1999).

Dentre os resíduos orgânicos utilizáveis na agricultura, o lodo de esgoto (LE) apresenta teores médios de nitrogênio e fósforo acima dos demais (tabela 2). Vale lembrar que tanto o lodo de esgoto LE como os demais resíduos orgânicos podem apresentar variações em suas composições de acordo com o local de origem.

TABELA 2 – QUANTIDADES DE MACRONUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA EM DIVERSOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

Tipo de resíduo	Nitrogênio	Fósforo	Potássio %	Matéria orgânica
Lodo de esgoto	6,27	8,15	0,36	51,5
Esterco de galinha	5,00	2,00	2,00	-
Húmus de minhoca	1,50	1,90	0,20	80,0
Adubo de lixo	0,70	0,56	0,68	35,0

Fonte: Caesb (1996)

Segundo ANDREOLI e CARNEIRO (2002), quando o pH do lodo está na faixa de acidez, o nitrogênio se encontra em maior quantidade nas formas amínicas e amoniacais (NH_4^+) em relação às formas nítricas (NO_3^-). Desta forma, o nitrogênio amoniacal é um dos produtos da decomposição que é significativamente absorvido pelas plantas (ANDREOLI *et al.*, 2001). Sequencialmente o nitrato se apresenta como forma mineral de N resultante da mineralização do lodo de esgoto. As perdas de N pelas formas gasosas NO, N_2O , N_2 e efetivamente NH_3 são relevantes no processo de mineralização conforme obtido por ANDREOLI e CARNEIRO (2002).

Quando o nitrogênio do lodo é mineralizado na forma amoniacal (NH_4^+), e ficar fixado nas cargas negativas do solo, tornar-se-á menos passível de ser nitrificado (NO_3^-) e perdido por lixiviação. A intensidade de fixação é maior quanto

menor for o processo de mineralização do lodo de esgoto. Por outro lado, adições de altas dosagens de potássio podem provocar perdas do amônio pela competição dos sítios de ligação (MELLO *et al.*, 2002⁶; TISDALE *et al.*, 2002⁷).

BOEIRA *et al.* (2002), encontrou nos sistemas solo-lodo, nas primeiras semanas, a predominância de N-NH_4^+ . De modo geral, no mesmo trabalho, o decréscimo de N-NH_4^+ ao longo do tempo foi acompanhado pelo aumento correspondente de $\text{N}(\text{NO}_3^- \text{ e } \text{NO}_2^-)$, evidenciando o processo de nitrificação desde o início da aplicação do lodo de esgoto (LE). A velocidade de mineralização foi maior no início da aplicação do lodo e decresceu com o tempo.

Com relação ao potássio, BERTON *et al.* (1989); SILVA (1995); VEIGA (2002) e SIMONETE *et al.* (2003) ressaltaram a ocorrência da baixa concentração deste elemento no lodo de esgoto, sendo necessária a sua complementação, visando atender às necessidades das plantas. Também OLIVEIRA *et al.* (1995), ao avaliar os efeitos de doses crescentes de lodo complementadas ou não com N ou K^+ sobre a absorção de macronutrientes na cultura de sorgo granífero, constataram a necessidade de complementar esse resíduo com K^+ a fim de atender às necessidades da cultura.

Em experimentos com culturas anuais, realizados por ANJOS (1999) com dosagem total de 386 Mg ha^{-1} na base seca, e por MARTINS *et al.* (2003) com dosagem variando de 20 a 80 Mg ha^{-1} na base seca, verificaram-se alterações nas propriedades químicas do solo, tais como o aumento de cátions e ânions, bem como a lixiviação de cátions e de nitrato do solo. Para ANJOS (1999) os resultados mostraram que a incorporação de lodo de esgoto alcalinizado proporcionou elevação de pH do solo, bem como redução nos teores de Al^{3+} . Para SIMONETE *et al.* (2003), ocorreu diminuição de pH com elevação nos teores de Al^{3+} . A adição de lodo de esgoto também aumentou o rendimento da matéria seca das plantas para ANJOS (1999); MARTINS *et al.* (2003) e SIMONETE *et al.* (2003).

Em reflorestamentos, VAZ e GONÇALVES (2002), constataram que houve um aumento no teor de fósforo assimilável e Ca^{2+} no solo. Aos 24 meses de idade, a aplicação de 10 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto alcalinizado, com ou sem suplementação de K^+ , resultou num crescimento vegetativo semelhante ao obtido com a fertilização

⁶ MELLO *et al.* citado por ANDREOLI e CARNEIRO (2002)

⁷ TISDALE *et al.* citado por ANDREOLI e CARNEIRO (2002)

mineral. Para ANDRADE e MATTIAZZO (2000), não houve lixiviação de nitrato provocada pela adição das doses de lodo de esgoto e, para os metais cobre, níquel e zinco não tiveram a fitodisponibilidade alterada em função das dosagens (0 – 40 Mg ha⁻¹ na base seca) de lodo de esgoto alcalinizado (LEA), e que são necessários estudos em longo prazo quando se considera o uso florestal do LEA.

2.3 A LIXIVIAÇÃO E SEUS EFEITOS

A preocupação com a qualidade do meio ambiente teve início na década de 60. Em 1975 a Agência de Proteção do Ambiente dos Estados Unidos identificou 154 compostos orgânicos na água potável que abastecia as cidades distribuídas ao longo dos rios Ohio, Potomac e Mississipi (MEURER, BISSANI e SELBACH, 2000). Desta forma, práticas adotadas pelo homem no processo de produção industrial, agrícola e no manejo de resíduos, vem causando desequilíbrio no sistema natural de ciclagem de nutrientes, em quantidades e formas livres de íons passíveis de movimentação no perfil do solo pelo processo de lixiviação, com seus riscos e benefícios para os vegetais e animais da Terra. Tal movimento pode ser desencadeado em função das interações químicas, biológicas e antrópica.

Sendo assim, as fontes de contaminação antropogênicas em águas subterrâneas estão geralmente associadas a despejos domésticos e industriais, aplicação indevida de resíduos orgânicos e ao chorume oriundo de aterros de lixo. Tais práticas, são responsáveis pela contaminação das águas subterrâneas por microorganismos patogênicos, metais naturalmente contidos no solo através da liberação e mobilização, contaminação por ânions, principalmente os nitrogenados e algumas substâncias orgânicas extremamente tóxicas ao homem e ao meio ambiente (NORDBERG *et al.*, 2001⁸; FREITAS e ALMEIDA, 1998⁹).

Desta forma, estudos científicos juntamente com suas ferramentas podem ser utilizados para tomada de decisões quanto à avaliação de risco dos impactos causados pela implantação de determinadas atividades ou pelo lançamento de determinadas substâncias no meio ambiente (CUNHA e AQUINO NETO, 2000).

⁸ NORDBERG *et al.* citado por FREITAS *et al.* (2001)

⁹ FREITAS e ALMEIDA citado por FREITAS *et al.* (2001)

A avaliação de risco definida pelo Conselho Nacional de Pesquisa dos EUA, caracteriza-se pelo potencial de efeitos adversos à saúde dos indivíduos expostos aos perigos ambientais (LaGREGA *et al.*, 1994). Nesta situação o risco pode ser entendido como a probabilidade de uma ocorrência indesejável sob uma circunstância, chamada de cenário, caracterizada pela presença de um contaminante e pela ocorrência de efeitos adversos à saúde humana e/ou ao meio ambiente (IIEPA, 2000)¹⁰.

Para que o risco se caracterize é necessário que estejam presentes:

- a) um contaminante - qualquer substância química liberada para ao meio ambiente;
- b) uma via de exposição – meios pelos quais o receptor entra em contato com o contaminante; e
- c) um receptor – pode ser representado por qualquer ser vivo.

Conforme a caracterização de risco, na utilização do solo como disposição final de resíduos, pode-se instalar um cenário, o qual pode ser responsável pela alteração química refletindo em conseqüências danosas para os organismos vivos. Portanto, MEURER, BISSANI e SELBACH (2000) reforçam a potencialidade dos contaminantes orgânicos e inorgânicos nas suas formas naturais ou mineralizadas tais como o nitrato, fosfato, metais pesados, resíduos gerados por indústrias de fertilizantes, tintas e tecelagem, produtos farmacêuticos, atividades de mineração, termoelétricas, metalurgia, pesticidas, lodos de estações de tratamento de efluentes, resíduos petroquímicos, lixo urbano domiciliar, esterco animais, curtumes e agroindústrias, na contaminação dos solos, das águas superficiais e subterrâneas.

De uma maneira geral, ROCHA e SHIROTA (1999) dizem em seus estudos, que o lodo de esgoto (LE) pode ser caracterizado como um material muito rico em matéria orgânica de fácil decomposição, alto teor de umidade e com altas concentrações de nitrogênio e outros minerais considerados nutrientes ou não para as plantas conforme tabela 3.

Dos compostos utilizados pela plantas como nutrientes, o fosfato destaca-se como contaminante das águas superficiais, o qual normalmente não contamina as águas subterrâneas por ser fortemente adsorvido na fase sólida do solo. Em casos

¹⁰ IIEPA citado por BETTIOL (2000)

de solos arenosos, com baixos teores de argila, de óxidos e de matéria orgânica, o fosfato pode percolar no perfil do solo e comprometer as águas subterrâneas. Provavelmente a maior contaminação das águas pelo fósforo ocorre pelo escoamento superficial da água da chuva e pela ação da erosão, gerando o processo de eutrofização.

TABELA 3 – COMPOSIÇÃO TÍPICA DO LODO NÃO TRATADO, DIGERIDO E ATIVADO

Item	Lodo não tratado ¹	Lodo digerido ²	Lodo ativado ³
	Faixa	Faixa	Faixa
Matéria Seca total (%)	2,0 – 8,0	6,0 – 12,00	0,8 – 1,2
Proteína (% MS)	20,0 – 30,0	15,0 – 20,0	32,0 – 41,0
Nitrogênio (%MS)	1,5 – 4,0	1,6 – 6,0	2,4 – 5,0
Fósforo (P ₂ O ₅ %MS)	0,8 – 2,8	1,5 – 4,0	2,8 – 11,0
Potássio (K ₂ O % MS)	0,0 – 1,0	0,0 – 3,0	0,5 – 0,7
Celulose (% MS)	8,0 – 15,0	8,0 – 15,0	-
pH	5,0 – 8,0	6,5 – 7,5	6,5 – 8,0

Fonte: Adptado de Metcalf e Eddy (1991)

MS – matéria seca

- 1 – Proveniente do processo de tratamento primário das estações de tratamento, é obtido por sedimentação ou flotação e possui coloração acinzentada, é pegajoso, de odor ofensivo e facilmente fermentável.
- 2 – Sofreu estabilização biológica obtida por biodigestores anaeróbios e aeróbios. Possui coloração marrom escura quando digerido anaerobiamente. Quando bem digeridos não possuem odor ofensivo.
- 3 – Fase instável, seguida do tratamento primário e de aeração, e que necessita passar por processos de suplementação de estabilização.

Para BRANDÃO e LIMA (2002), o pH é um importante indicador das condições do solo, por possuir capacidade de interferir na disposição de vários elementos químicos essenciais ao desenvolvimento vegetal, favorecendo ou não suas liberações. BRADY (1983), diz que o pH em condições muito ácidas, abaixo de 4,5 pode resultar em dissolução de alguns elementos como ferro, alumínio e manganês, em proporções que podem se tornar tóxicos, dificultando o desenvolvimento dos vegetais. Quando o pH for muito alto, isto é, acima de 8,0 o ferro, o manganês e o zinco se tornam menos assimiláveis aos vegetais, dificultando seu desempenho.

Desta forma, cabe lembrar que a disponibilidade de muitos elementos constituintes e adicionados ao solo, na forma catiônica e aniônica, depende do nível de pH (acidez) do solo. Normas americanas enfatizam a necessidade de monitoramento do nível do pH em solos tratados com lodo de esgoto contaminado com elementos nocivos aos vegetais e animais. Como regra geral para evitar a

biodisponibilidade destes elementos, recomenda-se que o pH seja mantido em nível superior a 6,5, conforme ROCHA e SHIROTA, (1999)

No entanto, a dinâmica da acidificação do solo, segundo FLUES *et al.* (2003), depende de características tais como o grau de intemperismo, a capacidade de adsorção de sulfato e capacidade de troca catiônica. Esta acidificação conduz a um aumento da concentração de alumínio na solução do solo e, conseqüentemente, aumenta o risco de dano à vegetação, além de provocar mudanças na disponibilidade de nutrientes (magnésio e fosfato) e suas formas (nitrato e amônio). Esta mudança interfere na fertilidade do solo, e também pode ser impactante sobre a estrutura e função da vegetação.

Por outro lado, estudos realizados em águas subterrâneas têm mostrado o indicativo da presença de contaminação antrópica, pelas elevadas concentrações de NO_3^- e de microorganismos patogênicos. Reforçando a informação, FREITAS *et al.* (2001) identificaram em seu trabalho valores de nitrato superiores ao padrão da Portaria 36/90 (Brasil, 1990), que é de 10 mg L^{-1} (N-NO_3^-), ressaltando que estes valores representam riscos para a população local, uma vez que vários trabalhos associam o consumo de água contendo altas concentrações de nitrato ao aparecimento de metemoglobinemia, especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas.

Com relação a outros íons encontrados nas águas subterrâneas, FREITAS *et al.* (2001), alertam com relação ao alumínio, do problema organoléptico e que existe um considerável debate no círculo médico relatando o papel deste metal na incidência do mal de Alzheimer, que é uma doença cerebral degenerativa de etiologia desconhecida. O alumínio é um composto neurotóxico que em longo prazo pode causar encefalopatia grave em pacientes que sofrem diálise renal, podendo levar a distúrbios neurológicos.

Poucos trabalhos têm mostrado os efeitos do cloreto em solos tratados com resíduo orgânico, especialmente o LEA. Sendo assim, há necessidade de estudos com relação ao seu comportamento no solo e nas águas subterrâneas. Sabe-se que o cloro é suprido às plantas pelas reservas do solo, água de irrigação, chuva e fertilizantes. Desta forma, MARSCHNER (1995) acentua mais a sua preocupação com relação a sua toxicidade de Cl^- , do que a deficiência.

BOOM (2002) relata que o excesso de Cl⁻ para as plantas pode levar a uma deficiência de nitrogênio e enxofre devido à concorrência com a assimilação de nitrato e sulfato. Este fato pode ser importante quando se aplica ao solo resíduos com composição variável, o qual pode conter altos teores de Cl⁻.

Dentro do contexto brasileiro SANTOS *et al.* (1999)¹¹ citam como exemplo o aumento da produção de lodo de esgoto da SABESP na região metropolitana de São Paulo, que passará de 100 t dia⁻¹ (base seca) para 566 t dia⁻¹ em 2005 e 784 t dia⁻¹ em 2015. O mesmo autor ~~acentua~~ enfatua que da totalidade de LE produzido no Estado de SP, 93% corresponde a região metropolitana e 5 e 2% ao interior e litoral. Com este exemplo de aumento esperado na produção de lodo de esgoto em decorrência do crescimento das estações de tratamento, o problema da deposição destes resíduos tende a aumentar consideravelmente devido à tendência de concentração em áreas próximas a fonte geradora de resíduo.

Sendo assim, os efeitos danosos da lixiviação ao meio estão condicionados as cargas críticas de resíduo, definido por NILSSON e GRENNFELT (2003)¹² como a sensibilidade de determinado meio, definindo o nível de exposição à poluição que esse meio pode tolerar sem produzir danos de longa duração. Desta forma, o valor da carga crítica absoluta para o solo de determinada região depende de vários fatores e não somente do material de origem do solo. Dentre os fatores de interferência, estão a precipitação anual, o tipo de vegetação, textura do solo, drenagem, topografia, profundidade do solo, capacidade de adsorção do sulfato e deposição de cátions básicos.

2.4 CARACTERIZAÇÃO E LIXIVIAÇÃO DE ÍONS EM SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO ALCALINIZADO

Solução do solo é a água que ocupa parte dos espaços vazios existentes nos solos que contém elementos químicos, muitos dos quais indispensáveis ao crescimento vegetal. Estes elementos são provenientes de reações da água com os sólidos do solo, e são influenciados pelas concentrações do solo como da água (BRANDÃO e LIMA, 2002).

¹¹ SANTOS *et al.* citado por ROCHA e SHIROTA (1999)

¹² NILSSON e GRENNFELT citado por FLUES *et al.*(2003)

Segundo BRADY (1983), a solução do solo possui uma capacidade de mutação, podendo variar tanto no volume existente, quanto na proporção e quantidade de seus componentes solúveis, dependendo do tipo de solo, das condições físicas e de umidade. A importância de se estudar a solução do solo está vinculada com o fato de que as plantas somente absorvem nutrientes que estão presentes em solução, e, em função da concentração de íons na solução, existir a perda para as camadas mais profundas do solo caracterizando o processo de lixiviação. Desta forma, a água da chuva quase pura ao cair e penetrar no solo, solubiliza e arrasta consigo cátions e ânions, transformando-se em uma solução que flui pelo perfil do solo.

Os íons solúveis em água incorporados ao perfil do solo através de processos de práticas de adubação, irrigação e deposição de resíduos, são passíveis de acumulação na área do sistema radicular ou de serem lixiviados, dependendo dos processos convectivos, de difusão e das interações dos solutos com o solo (GOEDERT, 1987).

A compreensão deste processo é relevante para a ciência, no sentido de estabelecer práticas de manejo orientadas à prevenção do acúmulo de íons no solo, aumentar a eficiência do aproveitamento de nutrientes pelas plantas ou biologia do solo, e para evitar perdas por lixiviação e conseqüentemente a contaminação das águas superficiais e subsuperficiais.

Para alguns casos, em condições de solo com cobertura vegetal e com adição de íons, podem ocorrer perdas mínimas ou não de elementos químicos durante o crescimento vegetativo, como o é caso do $N-NO_3^-$ que poderia se perder em condições de alta umidade e concentração no solo. Segundo ANDRADE e MATTIAZZO (2000), a aplicação de lodo de esgoto alcalinizado (LEA), na linha de plantio do *Eucalyptus grandis*, com idade de 4 meses, e com dose máxima de 40 Mg ha^{-1} , não apresentou diferenças significativas de nitrato no solo nas profundidades de 0 até 90 cm, porém, houve diferenças significativas na disponibilidade N para as plantas em função das dosagens de LEA utilizado no experimento.

Outro experimento realizado por OLIVEIRA *et al.* (2001), mostrou que ocorreu lixiviação de $N-NO_3^-$ em um solo cultivado com cana-de-açúcar nas camadas de 0 – 90 cm, para todas as dosagens de LEA ($33, 66$ e 99 Mg ha^{-1}), até o

terceiro mês após a aplicação. DYNIA e BOEIRA (2000), em experimento com lodo de esgoto em culturas anuais, encontraram nitrato lixiviado a uma profundidade de 220 cm, após duas safras de milho, em todas as doses utilizadas, aumentando proporcionalmente às doses aplicadas (3 a 28 Mg ha⁻¹).

Por outro lado, existe uma situação em que as perdas de nitrogênio podem crescer seriamente, sendo elas na ausência ou início do estabelecimento da cobertura vegetal. Nestes termos, VIEIRA e CARDOSO (2003) citam que a recomendação de adubação com LEA em função das necessidades de N pode ocasionar perdas de nitrato do ecossistema solo, principalmente no início do ciclo vegetativo da cultura, com conseqüências danosas para o ambiente.

Existe uma certa preocupação relatada por vários autores (pesquisadores) acerca do uso agrícola de lodo de esgoto no que diz respeito à possibilidade de movimentação de espécies químicas e conseqüente contaminação de camadas subsuperficiais do solo e águas subterrâneas. (LUND *et al.*, 1976; WELCH e LUND, 1989; OLIVEIRA, 1995; BERTONCINI, 1997; ANJOS, 1999; ANDRADE e MATTIAZZO, 2000).

Após aplicarem quantidades equivalentes a 4,5 Mg ha⁻¹ CaCO₃ e 112 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, na superfície de um solo argiloso e caulinitico, TAN *et al.* (1985) observaram que as perdas por lixiviação de Ca²⁺, K⁺, Al³⁺, Fe²⁺, Zn²⁺ e Cd²⁺, após a percolação de água, foram muito pequenas. Todavia, RIEKERK (1978) ao aplicar 247 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, em um solo de floresta e cascalhento, verificou que as primeiras perdas anuais devido ao tratamento foram de 8% do N adicionado, 15% do Ca²⁺, 1% do K⁺ e 0% de P. Posteriormente, OLIVEIRA *et al.* (2002) também comprovou a hipótese da lixiviação de íons para camadas mais profundas aos 360 dias após a incorporação do LEA. Sendo assim, este autor verificou que doses empregadas de LEA (33, 66 e 99 Mg ha⁻¹, base seca), proporcionaram aumentos significativos da condutividade elétrica até 0,8 m de profundidade, evidenciando a lixiviação de íons pelo perfil do solo. ANJOS (1999) em experimento realizado em vasos com 0,5 m de profundidade, igualmente verificou lixiviação de Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻, NH₄⁺ e NO₃⁻ para camadas mais profundas, aumentando a condutividade elétrica.

Ao estudarem a solução de um solo argiloso tratado com 0, 150, e 330 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, decorridos sete anos da aplicação, CAMPBELL e BECKETT (1988) observaram que os íons NO₃⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺, Ca²⁺, Sr²⁺, e possivelmente Ba²⁺ estavam ainda movendo-se através do perfil do solo, podendo atingir provavelmente o lençol freático. As concentrações de Cu²⁺ e Zn²⁺ na solução do solo tratado com lodo de esgoto foram maiores, em todas as profundidades, do que as encontradas na testemunha, porém, diminuíram acentuadamente como aumento da profundidade, não ocorrendo a lixiviação destes elementos para o lençol freático.

MEDALIE *et al.* (1994) após a aplicação superficial de lodo de esgoto (LE), em junho de 1989, sem incorporação, nas doses de 0; 3,3; 6,9; e 14,5 Mg ha⁻¹, base seca, em um solo de floresta franco arenoso e pedregoso, constataram que as concentrações de NO₃⁻, NH₄⁺, Cl⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e K⁺ permaneceram baixas até setembro. Simultaneamente, as concentrações de NO₃⁻, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e K⁺, no experimento que excluiu a presença da vegetação, passaram a aumentar atingindo valores máximos nos meses de outubro ou novembro (dependendo do íon e da dose considerados). Nas áreas em que não se considerou a presença das plantas, o NO₃⁻ foi o ânion dominante na solução e as concentrações de K⁺ foram sempre menores que as de Ca²⁺, Mg²⁺, e Na⁺.

Ao realizar cinco aplicações de lodo de esgoto alcalinizado, numa dose média de 78 Mg ha⁻¹, base seca, espaçadas a cada dois meses, em latossolo Vermelho Amarelo (LV) e Latossolo Roxo (LR), ANJOS (1999) constatou que aumentou a lixiviação dos cátions K⁺, Mg²⁺ e Ca²⁺, sendo a ordem de lixiviação K⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺. Ao considerar a quantidade total destes elementos perdidos por lixiviação e a quantidade adicionada dos mesmos via lodo de esgoto, verificou que ao final do período de monitoramento 16% e 10% do K aplicado foi perdido, respectivamente por lixiviação no LV e LR. Para o Ca²⁺, essa perda foi de cerca de 1% no LV e no LR não foi observada lixiviação por efeito do lodo, enquanto que para o Mg²⁺ estes valores foram de 3% para o LV e 2% para o LR.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 INSTALAÇÃO CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

O projeto do qual este experimento é composto, compreende duas fases experimentais, sendo a primeira (com a cultura do milho) desenvolvida conforme VEIGA (2002), e a segunda (lixiviação iônica) conforme desenvolvimento a seguir.

Para esta segunda fase do experimento, foram instalados dois conjuntos de unidades experimentais, sendo o primeiro conjunto de colunas contendo solo com lodo de esgoto alcalinizado (c/LEA), acrescido de doses de potássio, e um segundo conjunto de colunas contendo solo sem aplicação de lodo de esgoto alcalinizado (s/LEA) e com apenas uma das doses de potássio.

O solo utilizado no projeto foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico, de textura média, proveniente da unidade da EMBRAPA-SNT, localizada na região de Ponta Grossa, PR, que fora totalmente corrigido com calcário para uma saturação de bases de 60%. O pH, em CaCl_2 , original do solo na camada de 0 - 20 cm de profundidade, conforme VEIGA (2002), passou de 4,2, para 5,1 após a calagem, e 5,5 no solo do conjunto experimental c/LEA após a colheita do milho. O solo do primeiro conjunto experimental (c/LEA) foi tratado com $8,98 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo de esgoto alcalinizado, em base seca. A dosagem do resíduo aplicado por VEIGA (2002) fora baseada na sua disponibilidade de N, no seu poder de neutralização e no máximo acúmulo de metais pesados permitido no solo (FERNADES e ANDREOLI, 1997; PROSAB, 1999).

Após o término do experimento da primeira fase (com cultura de milho) e o início da segunda fase (lixiviação iônica), o solo permaneceu em repouso por um período de dezesseis meses, o qual foi armazenado em sacos plásticos sob condição de baixa umidade.

A determinação da dosagem de K_2O para esta segunda fase (lixiviação iônica) foi baseada na análise química do solo, coletado logo após a retirada da

cultura (tabela 4) seguindo, como na primeira fase, a recomendação da COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC (1994) para a cultura do milho (60 kg ha^{-1}). O primeiro conjunto experimental recebeu a dose integral de K_2O (60 kg ha^{-1}) recomendada, sem a adição de lodo de esgoto alcalinizado (s/LEA). Já o segundo conjunto experimental recebeu doses de 0, 50, 100, 150 e 200% do K_2O recomendado (60 kg ha^{-1}) para a cultura do milho, com a adição de lodo de esgoto alcalinizado (c/LEA). Para ambos os conjuntos experimentais, o K_2O foi incorporado a uma profundidade de 0-20 cm.

TABELA 4: CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS MÉDIAS DO SOLO APÓS A COLHEITA DO MILHO NA CONCLUSÃO DA PRIMEIRA FASE EXPERIMENTAL, NO HORIZONTE DE 0–20 cm

Exp	pH	Al^{3+}	H+Al	Ca+Mg	Ca^{2+}	K^+	T	P	C	pH	V	
	(CaCl_2)			cmol _c dm ³				mg dm ³	g dm ³	(SMP)	(%)	
s/LEA *	5,10	0,00	4,63	4,18	2,81	0,07	8,88	6,9	19,46	6,10	47,66	
T1	5,60	0,00	3,33	7,13	5,23	0,046	10,51	3,73	19,6	6,53	68,20	
T2	5,50	0,00	3,33	6,66	4,23	0,053	10,05	10,40	19,20	6,53	66,80	
c/LEA **	T3	5,50	0,00	3,33	5,93	3,60	0,070	9,33	8,00	19,20	6,53	64,13
T4	5,50	0,00	3,06	6,50	3,80	0,083	9,65	10,70	20,40	6,66	68,20	
T5	5,60	0,00	3,26	6,46	3,60	0,083	9,81	10,10	19,60	6,56	66,73	

Fonte: Veiga, 2002

* s/LEA – experimento sem lodo de esgoto alcalinizado T3 (100% de K_2O - 60 kg ha^{-1}) - sete repetições

**c/LEA - T1 - 0% de K_2O ; T2 – 50% K_2O ; T3 – 100% K_2O ($60 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$); T4 – 150% K_2O ; T5 200% K_2O – três repetições

A adição de KCl no solo como suplementação da adubação mineral potássica foi realizada com base na linha de semeadura, com espaçamento entre linhas de 0,8 m, resultando um volume de solo adubado de $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Desta forma, fez-se o ajuste da suplementação da adubação mineral potássica para o volume de solo acondicionado nas colunas de lixiviação.

Nesta segunda fase, as unidades experimentais se definiram como colunas de PVC com diâmetro de 7,5 cm e com 63 cm de altura (figura 1), preenchidas com o solo das unidades experimentais da primeira fase, com nova adição de K_2O , instaladas na casa de vegetação do Setor Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná (UFPR), em Curitiba, PR. As colunas foram preenchidas a partir da base, a cada 20 cm, com amostras de solo das camadas de 20-40 cm e 0–20 cm, depois de tamisadas em malha de 4 mm. As camadas de solo foram separadas por uma tela fina de plástico, bem como a parte inferior das colunas, as quais foram apoiadas sobre funis plásticos para coleta do lixiviado.

O acondicionamento do solo dentro das colunas realizou-se com o auxílio de um funil acoplado a um tubo de PVC de 25 mm, distribuindo o solo em forma de espiral para evitar caminhos preferenciais da água. As colunas foram fixadas firmemente para evitar movimentos bruscos ou impactos que pudessem romper a estrutura do solo através de rachaduras.



FIGURA 1- ASPECTOS DO EXPERIMENTO COM AS COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO

Após a adição de K_2O no solo e a preparação das colunas, fez-se o umedecimento a aproximadamente 70% da capacidade de campo, iniciando-se a contagem do tempo desta segunda fase experimental, considerando a ativação das

reações químicas e biológicas do solo. Desta forma, o solo permaneceu incubado por 53 dias, até o início das lixiviações.

Como as unidades experimentais foram conduzidas simulando condições extremas, sem cobertura vegetal, utilizou-se uma camada de feltro para dissipar a água aplicada e reduzir a variação da temperatura e umidade do solo.

O processo de lixiviação foi realizado a partir de uma precipitação média anual para a região, de 1400 mm ano⁻¹, utilizando-se para cada uma das quatro lixiviações uma cota de 1/12 da precipitação média anual. O volume total de água foi calculado em função da área de captação da coluna de lixiviação.

Realizou-se a simulação da chuva através de gotejadores (frascos de soro de 500 ml, com equipo) instalados na parte superior das colunas, de forma nivelada na vazão de 12 ml min⁻¹. O intervalo entre as lixiviações foi em média de 30 dias, com manutenção da umidade do solo próximo a capacidade de campo.

As soluções lixiviadas, coletadas através de funis conectados a frascos na base inferior das colunas, foram acondicionadas sob refrigeração para posterior análise.

A determinação do nitrato foi efetuada por espectrofotometria de absorção ultravioleta (MYAZAWA *et al.*, 1985); do cloreto por colorimetria (TEDESCO *et al.*, 1995); do sulfato por turbidimetria (EATON *et al.*, 1995); do fosfato (MURPHY e RILEY, 1962); do potássio por emissão atômica (PERKIN-ELMER, 1973); do cálcio, magnésio, e alumínio por absorção atômica (PERKIN-ELMER, 1973).

Realizou-se a análise de pH do solo de 0-20 e 20 a 40 cm, em H₂O, no final da segunda fase do experimento (após as lixiviações).

3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O primeiro conjunto de unidades experimentais sem LEA e com potássio na dose integral foi constituído de sete repetições. Já o segundo conjunto de unidades experimentais com LEA e doses de potássio foi composto por três repetições, totalizando entre os dois juntos 22 unidades experimentais.

A comparação entre os níveis médios dos elementos na solução lixiviada para o conjunto experimental com LEA e doses de potássio foi realizado através de análise de regressão linear simples, e no caso da metodologia básica de estatística na falta de ajuste.

Para as médias dos elementos lixiviados entre os conjuntos experimentais s/LEA e c/LEA, utilizou-se a metodologia básica de estatística denominada intervalo de confiança, ajustado em 90%.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação deste item divide-se em duas categorias de discussão. A primeira está relacionada ao comportamento de determinada espécie química perante doses de potássio aplicadas no solo (anexo 2), utilizando-se metodologia de avaliação quantitativa. Para a segunda categoria, a ferramenta de análise será uma avaliação qualitativa entre os dois conjuntos de unidades experimentais (c/LEA e s/LEA), observando-se para uma única dose de potássio (60 kg ha^{-1} de K_2O) a influência do resíduo no processo de lixiviação, conforme já citado no material e métodos.

4.1 pH NAS SOLUÇÕES LIXIVIADAS

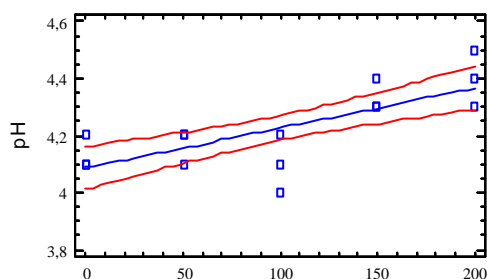
Foi detectado o padrão de um maior valor de pH, a medida em que se aumentava a dose de K_2O no solo, em todas as soluções lixiviadas ($1^{\text{a}} y = 4,086 + 0,0014 * X$ e $r^2 = 0,54$; $2^{\text{a}} y = 4,1733 + 0,0015 * X$ e $r^2 = 0,69$; $3^{\text{a}} y = 4,0133 + 0,0015 * X$ e $r^2 = 0,50$; $4^{\text{a}} y = 4,1533 + 0,0014 * X$ e $r^2 = 0,59$, sendo $y = \text{pH}$ e $x = \text{dose de potássio}$). Como pode ser observado na figura 2, o pH variou de 3,80 a 4,60. Essa diferença de 0,8 entre o valor da maior e menor dose de K_2O é de baixa representatividade, pois o pH se mantém muito abaixo do valor mínimo permitido pela Resolução do CONAMA 20/86 que é 6,0 para pH em água.

Quando se trabalha com deposição final de resíduos orgânicos, segundo BLEVINS et. al.(1970) e MACHADO (1985), o pH baixo da solução do solo poderá solubilizar metais pesados presentes e comprometer a qualidade dos recursos hídricos, podendo atingir níveis de toxicidade às plantas e aos animais.

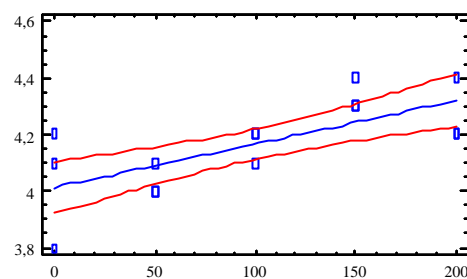
Na comparação entre médias de pH das soluções lixiviadas dos dois conjuntos de unidades experimentais, c/LEA e s/LEA, para a mesma dose de potássio, constata-se que há diferenças no pH médio das soluções lixiviadas na 3^a e 4^a lixiviações, sendo que o pH médio foi mais baixo para o solo tratado com LEA

(tabela 5). Provavelmente, as diferenças encontradas sejam devidas à presença de ácidos orgânicos liberados por microorganismos na decomposição da matéria orgânica adicionada via o LEA, podendo estar associada também à reações de nitrificação do N amoniacal. Efeito semelhante foi encontrado por LOGAN et al. (1997), que observou redução de pH do solo no primeiro ano de aplicação de 7,5 e 15 Mg ha⁻¹ de LEA. Da mesma forma, SIMONETE et al. (2003) ao utilizar lodo de esgoto não alcalinizado observou que o pH do solo reduziu de 5,1 (solo sem lodo de esgoto), para 4,6 quando utilizou a dose de 50 Mg ha⁻¹.

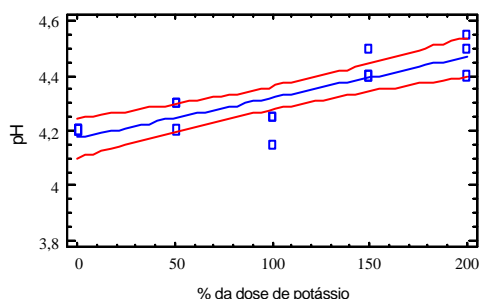
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

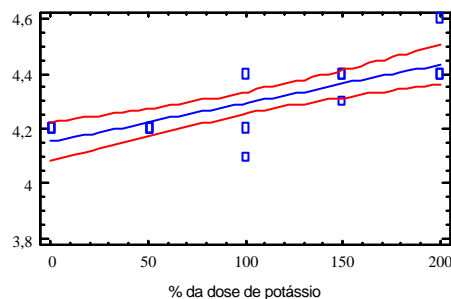


FIGURA 2 – VARIÇÃO DE pH NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha⁻¹ de K₂O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

Observou-se efeito contrário em estudos realizados por ANJOS (1999), na solução lixiviada de um latossolo vermelho, na primeira e menor dose (72 Mg ha⁻¹ - matéria seca) de lodo de esgoto alcalinizado (LEA), a qual teve valor de pH de 7,75, ficando superior ao pH do solo, que foi de 6,1. Tal fato ocorrido, foi atribuído à alcalinidade e a dosagem do material aplicado.

TABELA 5 – pH MÉDIO DAS SOLUÇÕES LIXIVIADAS PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K₂O

	1ª Lixiviação				2ª Lixiviação				3ª Lixiviação				4ª Lixiviação			
	s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA	
Intervalos de confiança 90%	4,26	4,45	4,18	4,27	4,23	4,34	4,29	4,35	4,27	4,41	4,11	4,22	4,34	4,77	4,25	4,33
Médias	4,35		4,23		4,29		4,32		4,34		4,17		4,55		4,29	
Significância	ns				ns				*				*			

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

sLEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

cLEA – com lodo de esgoto alcalinizado

Desta forma verificou-se que nas soluções lixiviadas o pH médio (4,5) foi inferior ao pH do solo de ambas as camadas (figura 3). Provavelmente, a permanência do pH baixo nas soluções lixiviadas, mesmo através deste solo que recebera calagem e aplicação de lodo de esgoto alcalinizado, em 2001, pode ser explicada pela passagem da água através da camada subsuperficial de 20 – 40 cm, a qual possui uma variação de pH em água entre 4,8 a 4,9, causando parte da acidificação da solução lixiviada do solo.

Outro fator que pode ter contribuído para o aumento da concentração de hidrogênios na solução lixiviada, é o aumento da força iônica na solução do solo, onde os íons hidrogênios são deslocados dos sítios negativos da superfície dos colóides do solo pelos cátions adicionados, conforme trabalho realizado por TAKACHI e PAVAN (1995). Tal aumento de força iônica no conjunto experimental c/LEA poderá ser considerado devido à composição do resíduo adicionado conforme anexo 1.

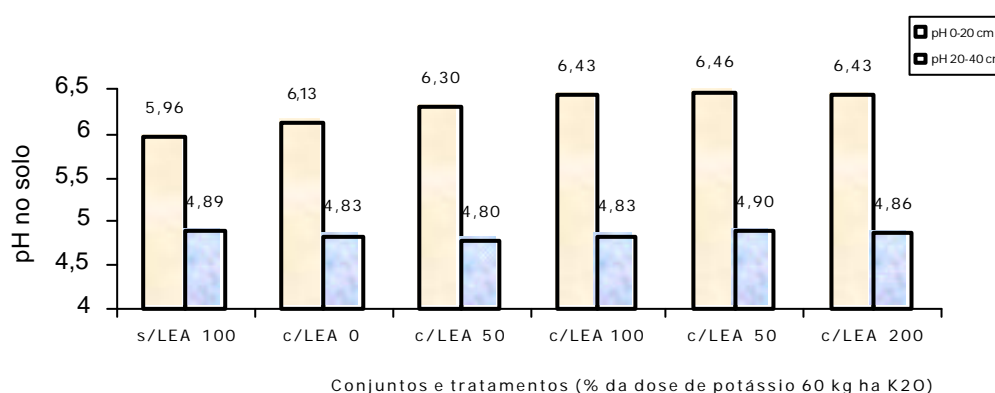


FIGURA 3 – VARIAÇÃO DE pH DO SOLO, DETERMINADO EM ÁGUA, NAS CAMADAS SUBSUPERFICIAIS, PARA OS CONJUNTOS EXPERIMENTAIS COM E SEM LODO DE ESGOTO ALCALINIZADO, NO FINAL DO EXPERIMENTO.

4.2 LIXIVIAÇÃO DE CÁTIONS

4.2.1 Potássio

Pelas análises estatísticas efetuadas com os dados das lixiviações, observa-se a tendência de aumento na concentração de K^+ na solução lixiviada para as quatro lixiviações, acompanhando os aumentos das dosagens de K_2O aplicado no solo (1^a $y = 7,6753 + 0,0562 * X$ e $r^2 = 0,91$; 2^a $y = 2,1987 + 0,0640 * X$ e $r^2 = 0,73$; 3^a $y = 2,38 + 0,0541 * X$ e $r^2 = 0,87$; 4^a $y = 0,8524 + 0,0264 * X + 0,0005 * X^2$ e $r^2 = 0,95$, sendo $y =$ potássio lixiviado e $x =$ dose de potássio), conforme figura 4.

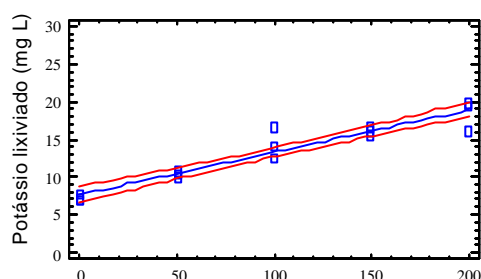
Para a mesma dose de K_2O (100%), foi detectada diferença significativa apenas na primeira lixiviação, entre os dois conjuntos experimentais c/LEA e s/LEA, com uma média maior de potássio lixiviado para o solo que não sofrera adição de resíduo (tabela 6).

A resposta provável para a retenção do potássio no solo com LEA pode estar associada com o aumento da CTC provocado pela adição de lodo de esgoto (LE), conforme MELLO *et al.* (1994); SILVA *et al.* (2001); OLIVEIRA *et al.* (2002); SIMONETE *et al.* (2003).

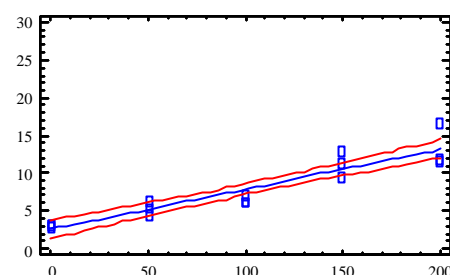
O efeito da adição da adição de LEA no aumento da lixiviação do potássio só foi observado por ANJOS (1999) a partir da dose de 224 Mg ha⁻¹ em base seca, indicando retenção de K em doses de LEA mais baixas, como as da pesquisa em questão.

A correlação entre o K^+ e os cátions das soluções lixiviadas do conjunto experimental com lodo de esgoto e doses de potássio (c/LEA), mostram-se em alguns casos positivas para o Ca^{+2} (4^a lixiviação $r = 0,68$ e $p = 0,0048$) e Mg^{+2} (1^a lixiviação $r = 0,80$ e $p = 0,0002$; 4^a lixiviação $r = 0,68$ e $p = 0,0049$) e altamente negativa para o Al^{+3} em todas as lixiviações (1^a $r = -0,60$ e $p = 0,0187$; 2^a $r = -0,80$ e $p = 0,0003$; 3^a $r = -0,82$ e $p = 0,0001$ e 4^a $r = -0,81$ e $p = 0,0002$). Provavelmente o deslocamento dos cátions divalentes foi mais influenciado pelo aumento da força iônica provocado pela adubação potássica, que conseqüentemente aumenta a ação das massas, a qual desloca íons adsorvidos mesmo sendo íons de maior valência (MEURER *et al.*, 2000).

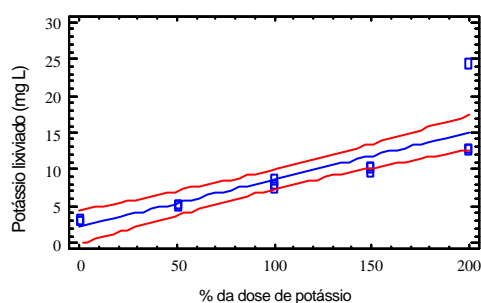
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

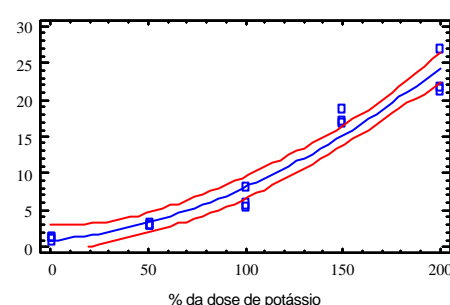


FIGURA 4 – LIXIVIAÇÃO DE POTÁSSIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha⁻¹ de K₂O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

TABELA 6 – POTÁSSIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L⁻¹) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K₂O

	1ª Lixiviação		2ª Lixiviação		3ª Lixiviação		4ª Lixiviação									
	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA								
Intervalos de confiança 90%	14,4	16,5	12,7	13,9	8,18	8,56	7,26	9,94	6,52	7,56	7,1	8,5	5,58	10,5	6,54	9,6
Médias	15,4		13,3		8,4		8,6		7,04		7,8		8,06		8,06	
Significância	*		ns		ns		ns		ns		ns		ns		ns	

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

4.2.2 Cálcio e Magnésio

Da mesma forma que nos estudos realizados anteriormente por BERTONCINI e MATTIAZZO (1999), neste trabalho também foi identificada a presença de cátions

na solução lixiviada e, segundo os mesmos autores, é provável que a adsorção específica de íons divalentes na superfície dos óxido do solo do experimento em questão não tenha sido suficiente para reter todos os cátions adicionados através do corretivo e/ou do lodo de esgoto, o que provavelmente pode justificar a lixiviação de Ca^{2+} e Mg^{2+} aqui observadas.

Confrontando-se os tratamentos do conjunto experimental c/LEA entre as doses de K_2O , o cálcio lixiviado mostrou diferença significativa (figura 5) para a primeira lixiviação ($y = 69,13 + 0,201 \cdot X - 0,0013 \cdot X^2$ e $r^2 = 0,50$, sendo $y =$ cálcio lixiviado e $x =$ doses de potássio), e não significativa para as demais.

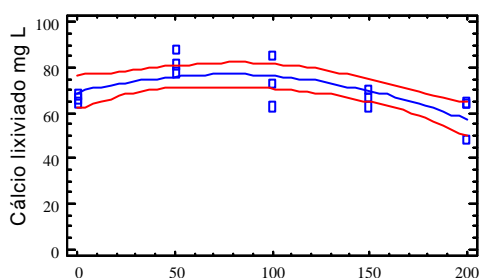
Como o LEA é um resíduo que contém uma fração orgânica de fácil decomposição, a liberação dos seus íons pode acontecer de forma rápida, sendo válido também para a liberação de Ca^{2+} e Mg^{2+} provenientes da cal utilizada na sua desinfecção. Desta forma, o Ca^{2+} e o Mg^{2+} residuais na solução do solo foram detectados em maiores quantidades nas primeiras lixiviações, com estabilização posterior.

Em concordância, SILVA *et al.* (2001) citam que em seu experimento com dose de 40 Mg ha^{-1} (base úmida) de LEA, observaram a maior saturação por bases com Ca^{2+} e Mg^{2+} aos 272 dias após a aplicação o LEA, e posterior estabilização aos 484 dias após a aplicação, atribuindo este efeito à fração da matéria orgânica de fácil decomposição. Os mesmos autores também citam que os efeitos como fonte de Ca^{2+} e Mg^{2+} e também como corretivo de acidez, desapareceram aos 484 dias após a aplicação do LEA. MELO *et al.* (1994,1997); OLIVEIRA *et al.* (2002) e ANJOS (1999) constataram em seus estudos que a adição de LEA promove um aumento na condutividade elétrica do solo, causada por íons, dentre eles o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , que em fase posterior desce para o subsolo pelo processo de lixiviação. Tal comportamento pode justificar a tendência de diminuição da lixiviação do Ca^{2+} e do Mg^{2+} ao longo do tempo, ou seja das lixiviações (figura 5 e tabela 7).

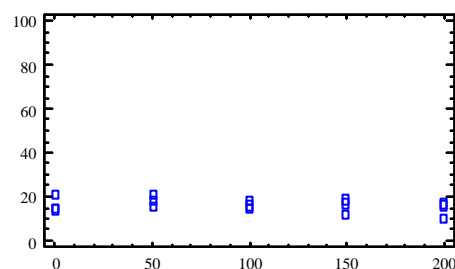
Ao se comparar os conjuntos experimentais com e sem lodo de esgoto alcalinizado, para a dosagem 100% de potássio, verificou-se uma maior média na concentração do cálcio lixiviado do solo na presença de LEA, para a primeira lixiviação. A diferença na concentração do Ca^{2+} na solução lixiviada pode ser justificada pelo cálcio adicionado via LEA, o qual, no momento do umedecimento do

solo foi deslocado para a solução, e posteriormente lixiviado na primeira simulação de chuva. Tal lixiviação, segundo PÁDUA (2001), pode acontecer pela combinação do cátion Ca^{2+} e do ânion HCO_3^- , o qual no conjunto experimental c/LEA poderia estar sendo formado não só pelo CO_3^{2-} liberado pelo corretivo do solo, mas também pelo CO_2 proveniente da decomposição do LE pelos microorganismos, o que necessitará ser melhor estudado para as condições regionais. As demais lixiviações não apresentaram diferenças significativas como mostra a tabela 7, podendo tal comportamento estar vinculado à adição de corretivo no solo (calcário), antes da aplicação do lodo de esgoto, o que pode ter nivelado os valores de Ca^{2+} lixiviado entre os conjuntos experimentais.

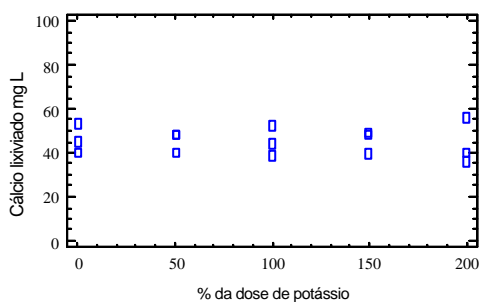
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

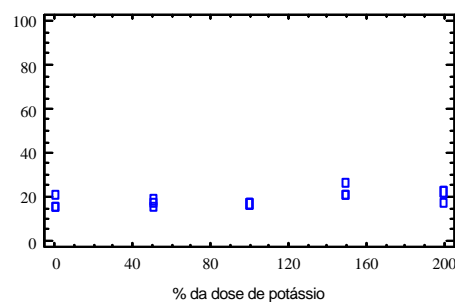


FIGURA 5 – LIXIVIAÇÃO DE CÁLCIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO APLICADA (60 kg ha^{-1} de K_2O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

TABELA 7– CÁLCIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L^{-1}) PARA OS SOLOS COM E SEM LEA NA DOSE 100% DE K_2O

	1ª Lixiviação				2ª Lixiviação				3ª Lixiviação				4ª Lixiviação			
	s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA	
Intervalos de confiança 90%	48,5	57,9	70,6	81,7	45,5	51,4	42,2	47,8	12,5	15,5	14,9	17,6	11,7	17,3	17,6	20
Médias	53,21		76,2		48,46		45,1		13,96		16,3		14,5		18,8	
Significância	*				ns				ns				ns			

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

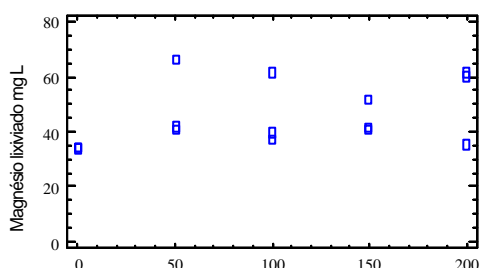
* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

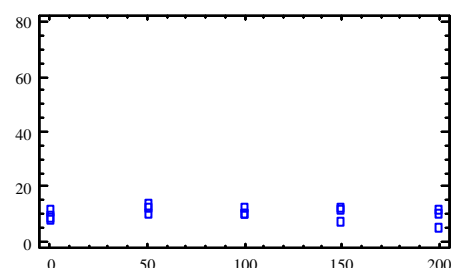
c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

Pontualmente, discutindo-se o magnésio para o conjunto experimental com lodo LEA e com doses crescentes de potássio, não foram encontradas interações entre o magnésio lixiviado e as doses de potássio adicionadas no solo, para as quatro lixiviações (figura 6), não sendo o potássio adicionado o responsável pela lixiviação de magnésio.

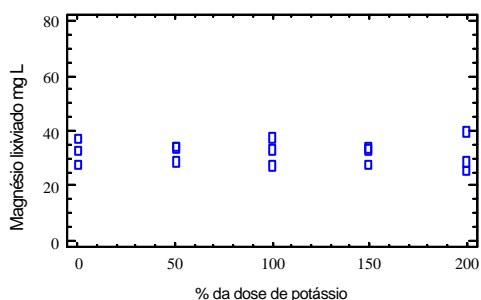
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

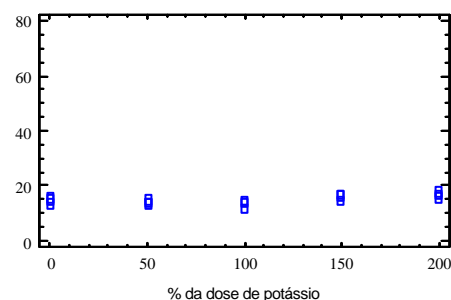


FIGURA 6 – LIXIVIAÇÃO DE MAGNÉSIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO APLICADA (60 kg ha^{-1} de K_2O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

Traçando-se um paralelo entre os conjuntos experimentais, com e sem LEA, observa-se que a presença do lodo confere diferenças para a primeira, terceira e quarta lixiviações (tabela 8). Para o conjunto experimental com lodo de esgoto, as médias de magnésio lixiviado são maiores do que as do conjunto experimental sem LEA. Resultados semelhantes foram encontrados por BERTONCINI (1999), que também identificou médias maiores de magnésio lixiviado, em solo tratado com lodo de esgoto.

TABELA 8 – MAGNÉSIO MÉDIO LIXIVIADO (mg L^{-1}) PARA OS SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K_2O

	1ª Lixiviação				2ª Lixiviação				3ª Lixiviação				4ª Lixiviação			
	s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA		s/LEA		c/LEA	
Intervalos de confiança 90%	31,1	35,4	40,1	50,6	28,4	30,7	30,1	33,9	6,0	7,8	9,4	11,4	6,9	11,1	14,2	15,7
Médias	33,2		45,3		29,6		32,0		6,9		10,4		9,0		14,9	
Significância	*				ns				*				*			

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

Os padrões de cálcio e magnésio detectados nos lixiviados podem estar relacionados à adição de calcário e de lodo de esgoto alcalinizado, e também ao fato do acúmulo de Ca^{2+} e Mg^{2+} ter ultrapassado a capacidade de retenção do solo utilizado no experimento.

FASSBENDER (1986) diz que geralmente o solo apresenta uma quantidade de cálcio menor que a rocha mãe, indicando lixiviação. Neste caso, associado a condições favoráveis de pH, presença de gás carbônico e carbonatos, supõe-se que houve uma forte tendência de produção de bicarbonatos, os quais associados a estes cátions, podem ter provocando a sua lixiviação na forma de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ e/ou $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$.

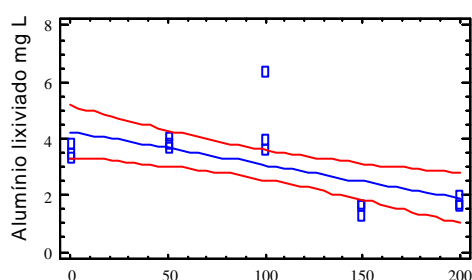
ERNANI *et al.* (2001), da mesma forma, acentua que o deslocamento de Ca^{2+} e Mg^{2+} na profundidade de 40cm ou mais, pode estar relacionado ao número de cargas elétricas negativas integrantes da CTC, como também ao teor de matéria orgânica, que além de afetar as cargas, afeta também a quantidades de ânions presentes na solução do solo.

4.2.3 Alumínio

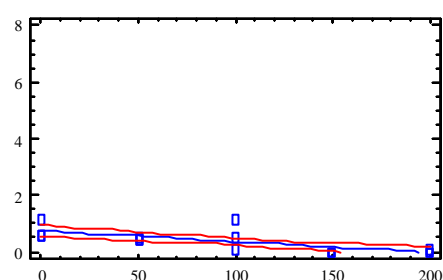
O elemento Al^{3+} sofreu interferência das doses de potássio adicionada no solo, respondendo negativamente em todas as lixiviações ($1^a Y = 4,247 - 0,0117*X$ e $r^2 = 0,33$; $2^a Y = 1,313 - 0,0042*X$ e $r^2 = 0,72$; $3^a Y = 0,74 - 0,0038*X$ e $r^2 = 0,50$; $4^a Y = -0,516 + 0,122*X$ e $r^2 = 0,46$, sendo $y =$ alumínio lixiviado e $x =$ doses de potássio), ou seja, na medida que foram aumentadas as doses de potássio no solo as concentrações de alumínio nas soluções lixiviadas diminuíram (figura 7).

A resposta da correlação negativa entre as doses de K^+ adicionado no solo e o Al^{3+} na solução lixiviada, possivelmente está associada ao deslocamento de cátions divalentes proporcionando maior adsorção do íon trivalente. No caso de íons com valência diferentes, geralmente aqueles com carga maior são mais adsorvidos pelos colóides do solo (MEURER *et al.*, 2000).

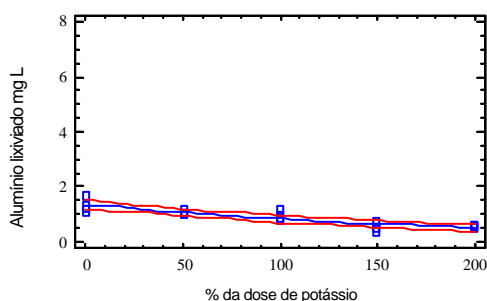
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

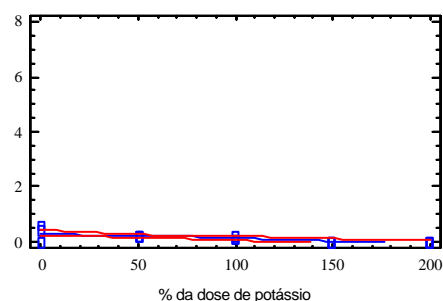


FIGURA 7 – LIXIVIAÇÃO DE ALUMÍNIO EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha^{-1} de K_2O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

No comparativo do solo com e sem a presença do LEA, para a mesma dosagem de potássio (K_2O), houve diferenças significativas nas concentrações do alumínio nas soluções lixiviadas, para a primeira, terceira e quarta lixiviações, conforme tabela 9. Possivelmente a maior presença de Al^{+3} na solução lixiviada nos tratamentos com LEA se deve à presença de Al^{+3} no lodo e ao pH baixo da solução lixiviada. Da mesma forma, SIMONETE *et al.* (2003) observaram um incremento dos teores de Al^{+3} trocável devido o aumento da acidez, e pelos cálculos, utilizando-se a constante de solubilidade constataram que cada redução de 0,1 unidade de pH promoveu aumento de duas vezes nos teores de Al^{+3} trocável lixiviado.

As médias do alumínio lixiviado nos conjuntos experimentais com e sem LEA, apresentadas na tabela 9, mostram-se superiores ao valor máximo permitido pela Resolução do CONAMA 20/86 ($0,1mg L^{-1}$). Estudos realizados e citados por FREITAS *et al.* (2001) mostram que o consumo de água contendo alumínio acima do permitido pode provocar um possível aumento nos casos do mal de Alzheimer. Com relação ao alumínio, vale a pena ressaltar de que as normas que regulamentam os valores máximos permitidos de alumínio na água tratada e distribuída nos Estados Unidos são dez vezes menores do que as normas do Brasil.

TABELA 9 – ALUMÍNIO MÉDIO LIXIVIADO ($mg L^{-1}$) PARA OS SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K_2O

	1ª Lixiviação		2ª Lixiviação		3ª Lixiviação		4ª Lixiviação	
	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA
Intervalos de confiança 90%	1,77 a 2,35	2,44 a 3,71	0,66 a 0,92	0,80 a 0,98	0,00	0,24 a 0,48	0,00	0,08 a 0,20
Médias	2,06	3,10	0,79	0,89	0	0,36	0	0,14
Significância	*		ns		*		*	

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

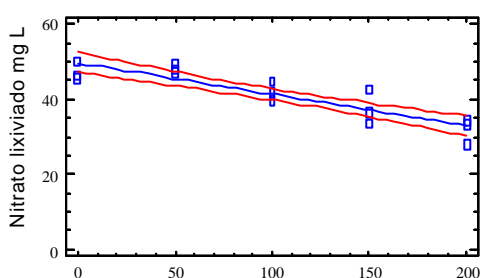
4.3 LIXIVIAÇÃO DE ÂNIONS

4.3.1 Lixiviação de Nitrato

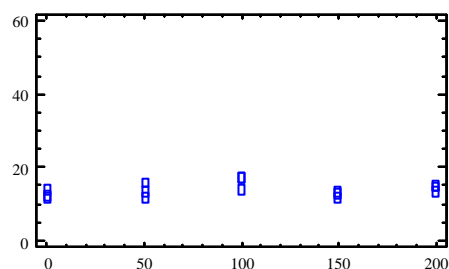
Observando-se a concentração de nitrato nas soluções das lixiviações do solo com lodo de esgoto alcalinizado e com dosagens crescentes de K_2O , encontrou-se resultado significativo para primeira lixiviação ($1^a y = 49,5760 - 0,0831 * X$ e $\hat{r}^2 = 0,79$, sendo $y =$ nitrato e $x =$ doses de potássio), e não significativos para as demais (figura 8).

A explicação para a maior concentração de nitrato na solução lixiviada da primeira lixiviação, para os tratamentos de O e 50% do potássio (K_2O) recomendado (figura 8), provavelmente está vinculada a produção de massa seca da cultura do milho produzido na fase anterior da pesquisa, realizada por VEIGA (2002), a qual apresentou menor desenvolvimento nos tratamentos que receberam dosagens de potássio inferiores à recomendada para a cultura. Assim, a cultura cultivada anteriormente extraiu menos nitrogênio, resultando possivelmente em valores residuais mais elevados de nitrato no solo (BULL *et al.*, 1993), com liberação no início do processo de lixiviação na segunda fase da pesquisa.

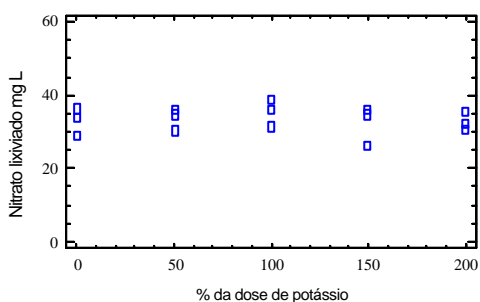
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

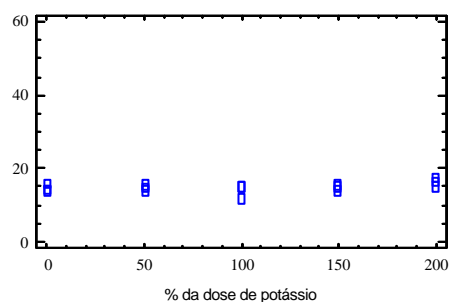


FIGURA 8 – CONCENTRAÇÃO DE NITRATO NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha^{-1} de K_2O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

Para as demais lixiviações não houve interferência das dosagens de K_2O na lixiviação de nitrato, indicando que a partir da segunda lixiviação houve uniformidade

da mineralização da matéria orgânica e no movimento do nitrato através das colunas de solo entre todos os tratamentos de potássio no conjunto experimental com lodo de esgoto alcalinizado.

Com relação aos conjuntos experimentais c/LEA e s/LEA, o nitrato mostrou ao longo das quatro lixiviações, valores médio superiores a 10 mg L^{-1} (valor de referência, BRASIL 1990), para todos os tratamentos, justificado pelo fato de não haver cobertura vegetal sobre o solo nesta segunda fase do projeto. A quantidade de nitrogênio mínima e máxima média perdida para camadas abaixo de 40 cm de profundidade, correspondente a $12,52 \text{ mg}$ e $48,14 \text{ mg L}^{-1}$, equivale respectivamente a $13,19 \text{ Kg}$ e $50,73 \text{ Kg de N ha}^{-1}$ para quatro meses, com precipitação de 465 mm neste período, indicando um potencial para suprir parte das necessidades nutritivas de uma massa vegetal, o que evitaria ou reduziria perdas em profundidade e riscos ambientais.

Alguns autores como ALABURDA e NISHIHARA (1998), consideram que concentrações superiores a 3 mg L^{-1} de NO_3^- em amostras de água são indicativos de contaminação por atividades antropogênicas. Vale ressaltar que, em trabalho realizado por FREITA *et al.* (2001), o nitrato representou um risco para a saúde da população, uma vez que vários trabalhos associam o consumo de água contendo altas concentrações de nitrato ao aparecimento da metemoglobinemia, especialmente em crianças, e à formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas.

Sendo assim, importa sobretudo identificar e prestar atenção especial a constituintes inorgânicos que apresentam maior ameaça a saúde pública, dentre eles o NO_3^- , que por suas características de alta mobilidade e estabilidade em ambientes anaeróbios sofre um acúmulo nos reservatórios de água do subsolo.

Desta forma a correlação entre o nitrato e o potássio na solução lixiviada mostrou-se altamente negativa para a primeira lixiviação ($r = -0,8165$), não havendo correlação para as demais. Portanto, para as condições do presente experimento, a lixiviação de nitrato não está vinculada ao acréscimo de potássio na solução do solo, possibilitando a recomendação de adubação potássica como complemento do lodo de esgoto alcalinizado. Recomenda-se, ainda, que na utilização do lodo de esgoto

alcalinizado, a área seja mantida com cobertura vegetal para que o sistema radicular utilize o nitrato mineralizado, visando lixiviações de nitrato inferiores a 10 mg L^{-1} .

No confronto dos conjuntos experimentais com e sem LEA, constatou-se que as médias de nitrato lixiviado foram superiores em todas as lixiviações do solo que receba lodo de esgoto alcalinizado (tabela 10), apresentando diferenças estatísticas significativas para a primeira, terceira e quarta lixiviações. Estudos realizados por ANJOS (1999); OLIVEIRA *et al.* (2001); VIEIRA e CARDOSO (2003), também mostraram perdas de NO_3^- em solos tratados com lodo de esgoto para camadas subsuperficiais. As dosagens de LEA utilizadas nos estudos citados variaram de 12 a 388 Mg ha^{-1} (base seca) respectivamente, com culturas na superfície. Entretanto, ANDRADE e MATIAZZO (2000), não encontraram perdas de nitrato em solo tratado com lodo de esgoto e com floresta de *Eucalyptus grandis* na superfície, mesmo em dosagens que variaram de 10 a 40 Mg ha^{-1} (base seca).

Desta forma, a recomendação de lodo de esgoto baseada na fração mineralizável de N e no requerimento deste elemento pela cultura pode ocasionar perdas de NO_3^- do ecossistema solo, com resultados danosos para o ambiente, principalmente no início do desenvolvimento da cultura em condições de excesso de água tanto por sistemas de irrigação, como pela chuva em regiões de alta pluviosidade.

TABELA 10 – NITRATO MÉDIO LIXIVIADO (mg L^{-1}) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K_2O

	1ª Lixiviação		2ª Lixiviação		3ª Lixiviação		4ª Lixiviação	
	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA
Intervalos de confiança 90%	33,8 a 37,9	39,8 a 42,8	34,2 a 36,9	31,9 a 35,0	9,3 a 11,3	11,7 a 14,6	8,4 a 11,7	14,2 a 5,4
Médias	35,8	41,3	35,5	33,4	10,3	13,1	10,1	14,8
Significância	*		ns		*		*	

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

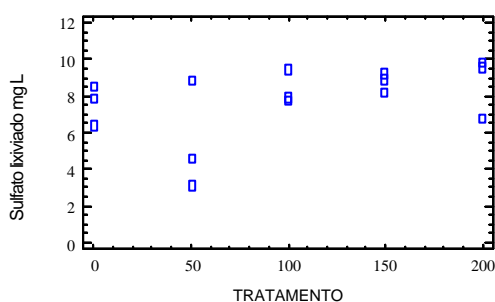
c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

4.3.2 Sulfato

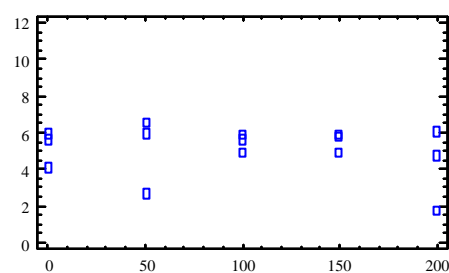
Para o ânion SO_4^{2-} , o efeito da dose de potássio adicionado no solo não mostrou diferença significativa na sua concentração na solução lixiviada para nenhuma das lixiviações (figura 9).

Os autores FLUES e HAMA (2003) relatam que o SO_4^{2-} não é importante apenas por estar ligado à acidificação do solo (no caso da chuva ácida), mas porque pode facilitar a lixiviação de cátions devido a sua mobilidade. O sulfato acompanha a troca de cátions por H^+ , seja na vegetação ou no solo. Portanto, a adição de sulfato pode aumentar a lixiviação tanto de cátions ácidos (H^+ e Al^{3+}) como de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+), resultando na acidificação e perda de nutrientes para as camadas mais profundas do solo.

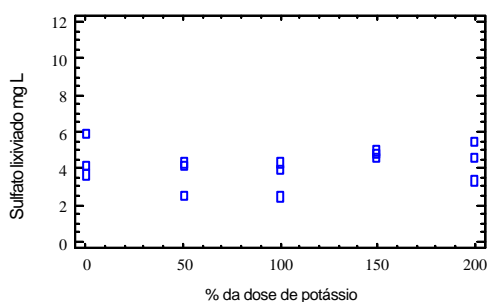
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

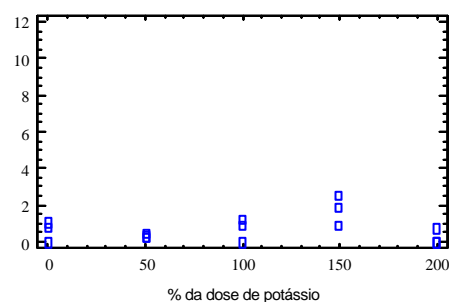


FIGURA 9 – CONCENTRAÇÃO DE SULFATO NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha^{-1} de K_2O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

O ânion sulfato foi detectado nas soluções lixiviadas, porém, não houve efeito entre os conjuntos experimentais com e sem LEA para a maioria das lixiviações,

conforme tabela 11. Trabalhos realizados por SILVA *et al.* (2001) e SIMONETE *et al.* (2003), mostram que a adição de LEA promoveu aumento de SO_4^{2-} pela adição de matéria orgânica, porém na medida em que ocorreu a mineralização desta, houve decréscimo nos teores de enxofre no solo, os quais foram perdidos pelo processo de lixiviação, sendo o mesmo relativamente móvel conforme citado por FLUES e HAMA (2003). Observando-se as médias do SO_4^{2-} lixiviado, possivelmente as menores perdas de enxofre se deram pela adsorção à matéria orgânica proveniente do LEA, com importância para a última lixiviação.

As médias de SO_4^{2-} lixiviada se encontram muito abaixo dos valores máximo permitido pela Resolução do CONAMA 20/86 (250 mg L^{-1}), o qual em doses superiores afeta as propriedades organolépticas da água.

TABELA 11- SULFATO MÉDIO LIXIVIADO (mg L^{-1}) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K_2O

	1ª Lixiviação		2ª Lixiviação		3ª Lixiviação		4ª Lixiviação	
	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA
Intervalos de confiança 90%	8,06 a 9,12	6,92 a 8,64	3,66 a 4,43	3,76 a 4,63	4,95 a 6,28	4,49 a 5,69	1,78 a 5,42	0,38 a 1,05
Médias	8,60	7,79	4,04	4,19	5,62	5,08	3,60	0,717
Significância	ns		ns		ns		*	

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

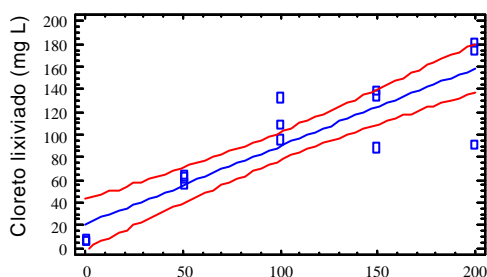
4.3.3 Cloreto

O conjunto experimental com LEA apresentou diferenças significativas entre as doses de potássio adicionado no solo e a lixiviação de cloreto ($1^a Y = 21,0127 - 0,689 * X$ e $r^2 = 0,77$; $2^a Y = -0,516 + 0,1224 * X$ e $r^2 = 0,46$; $3^a Y = 1,742 + 0,0197 * X$ e $r^2 = 0,44$; $4^a Y = -0,77 + 0,06268 * X$ e $r^2 = 0,78$, sendo $y = \text{cloreto lixiviado}$ e $x = \text{doses de potássio}$), em todas as lixiviações como mostra a figura 10. A tendência de aumento da concentração de cloro na solução lixiviada é na sua maioria devido ao aumento das dosagens de KCl utilizado como fonte de potássio no experimento.

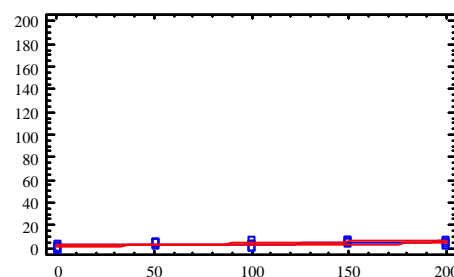
Analisando as concentrações de cloreto lixiviado para os conjuntos experimentais com e sem LEA, observaram-se diferenças significativas para a segunda e terceira lixiviações (tabela 12), onde possivelmente as diferenças sejam

devidas ou a atividade do cloro presente no lodo de esgoto, ou retido por ele. As médias de cloro lixiviado (tabela 12) foram inferiores ao limite máximo permitido pela Resolução do CONAMA 20/86, que é de 250 mg L^{-1} . Mesmo as médias ficando abaixo do permitido, alguns tratamentos tiveram valores altos, o que pode gerar preocupação com o efeito acumulativo em águas subterrâneas. Altos valores de cloro encontrado nas águas podem ter um efeito benéfico contra bactérias e vírus, porém, pode apresentar problemas nas propriedades organolépticas BRASIL (1990) e de saúde para a população, conforme FREITAS *et al.* (2001); CALDERARO e HELLER (2001).

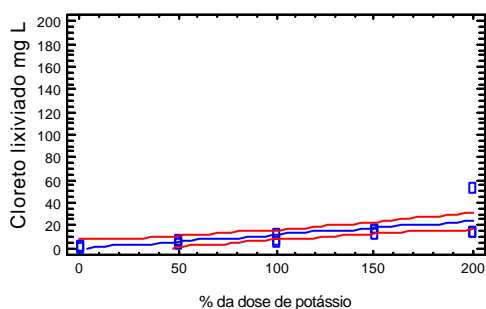
a) Primeira lixiviação



c) Terceira lixiviação



b) Segunda lixiviação



d) Quarta lixiviação

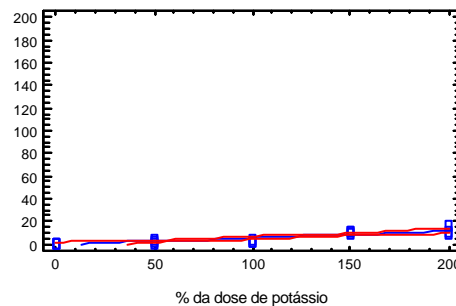


FIGURA 10 – CONCENTRAÇÃO DE CLORETO NA SOLUÇÃO LIXIVIADA EM FUNÇÃO DA PORCENTAGEM (%) DA DOSE DE POTÁSSIO (60 kg ha^{-1} DE K_2O equivale a 100% da dose de potássio aplicada)

Estudos realizados por FREITAS *et al.* (2001), com água da rede pública, em duas localidades, mostram que 91,60 e 91,97% respectivamente, das amostras coletadas, apresentaram níveis de cloro residual superiores ao permitido pela

Portaria 36/90 (Brasil, 1990), que é $0,2 \text{ mg L}^{-1}$. O mesmo autor diz que embora estes valores sejam favoráveis para aumentar a ação bactericida do cloro residual por formar uma porcentagem importante de HClO, (ácido hipocloroso) o que é extremamente eficaz contra microorganismos, apresenta um risco importante de agressividade contra os materiais que constituem as tubulações, não somente diminuindo a vida útil dos mesmos, mas, sobretudo, podendo deteriorar a qualidade da água tratada, pela dissolução de produtos oriundos da própria corrosão.

É importante lembrar que o cloro residual está relacionado com o cloro adicionado no sistema de tratamento de água, e, que é importante estudar a sua participação na concentração do lodo de esgoto.

Sendo assim, MARINHO *et al.* (2002) estudando o comportamento do cloro em vegetais, encontraram valores nas folhas do mamoeiro numa faixa de 2 a 20 g kg^{-1} na matéria seca, o qual é um valor atípico para o elemento, sendo que o requerido pela maioria das espécies varia de 0,2 a $0,4 \text{ g kg}^{-1}$, ou seja, de 10 a 50 vezes menor. Neste caso, como o Cl é suprido às plantas através de várias fontes (reservas do solo, água de irrigação, chuva, fertilizantes) existe uma preocupação maior acerca de sua toxicidade que de sua deficiência como relata o autor MARSCHNER (1995).

TABELA 12 - CLORETO MÉDIO LIXIVIADO (mg L^{-1}) PARA SOLOS COM E SEM LEA, NA DOSE 100% DE K_2O .

	1ª Lixiviação		2ª Lixiviação		3ª Lixiviação		4ª Lixiviação	
	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA	s/LEA	c/LEA
Intervalos de confiança 90%	89,6 a 115,9	77,3 a 102,5	4,2 a 7,0	7,4 a 16,0	0,8 a 1,66	3,0 a 4,42	0,11 a 4,53	4,40 a 6,60
Médias	102,75	89,91	5,64	11,72	1,23	3,71	2,32	5,50
Significância	ns		*		*		ns	

ns – não significativo para intervalo de confiança de 90%

* – significativo para intervalo de confiança de 90 %

s/LEA – sem lodo de esgoto alcalinizado

c/LEA – com lodo de esgoto alcalinizado

4.3.4 Fosfato

Com relação ao PO_4^{3-} , não foi detectado a presença do ânion em nenhuma das lixiviações, para os dois conjuntos experimentais, lembrando a concentração do lodo, e a adubação fosfatada que o solo s/LEA recebeu na primeira fase.

Provavelmente, esta situação esteja vinculada com a retenção do fosfato pelo solo, ou a metodologia de análise não foi eficiente na faixa de detecção do mesmo nas soluções lixiviadas. Tal fato foi comprovado por ZULIANI (2003), em análises realizadas em afloramento de água, as quais mostraram baixas concentrações de PO_4^{3-} , alcançando o máximo de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, na medida em que a água retornou para o curso sofreu enriquecimento, fato devido ao carregamento de partículas de solo, contendo fósforo adsorvido.

5 CONCLUSÕES

Houve um aumento da concentração de K^+ e Cl^- na solução lixiviada, à medida que se aumentou a dosagem de cloreto de potássio, nas quatro lixiviações, para o experimento c/LEA, não ocorrendo aumento do nitrato lixiviado.

A concentração de Al^{3+} na solução lixiviada diminuiu com o aumento da dose de cloreto de potássio. No entanto, permaneceram com níveis superiores a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Resolução do CONAMA 20/86).

A presença de LEA aumentou a concentração de NO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} e Mg^{2+} nas soluções da maioria das lixiviações

Os valores mínimos médios da concentração de nitrato nas soluções lixiviadas através do perfil de um solo sem cultivo, para todos os tratamentos, e para as quatro lixiviações, foram superiores a 10 mg L^{-1} (Resolução do CONAMA 20/86).

REFERÊNCIAS

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

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**. Piracicaba, v. 58, p. 59-72, 2000.

ANDREOLI, C.V. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em parâmetros ambientais**. Curitiba, 1999. 278p. Tese (Doutorado)– Universidade Federal do Paraná

ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caleadado. **SANARE – Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.18, p. 63-70, 2002.

ANDREOLI, C.V.; FERNANDES, F. Aspectos metodológicos. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, I. De; FERNÁNDEZ, F. (org) **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: SANEPAR, FINEP, 1999.

ANDREOLI, C.V.; LARA, I. De; FERNANDES, F. (Org) **Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: SANEPAR - FINEP, 1999.

ANJOS, A. R. M. dos. **Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho**. Piracicaba, 1999. 191p. Tese (Doutorado) – Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

ASSUNÇÃO, J.C.B., SÍGOLO, J.B. Influência do ambiente tropical em lodos gerados na estação de tratamento de esgoto de Barueri-SP: comportamento dos metais pesados. **Revista Brasileira de Geociências**. São Paulo, v. 27, n. 4, p. 355 – 364, 1997.

BERTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio ambiente, 2000. 312p.

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados In: BERTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio ambiente, 2000. 312p

BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, n. 13, v.2. 1989.

BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, n. 23, p. 737-744, 1999.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.; **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BLEVINS, R.L.; BAILEY, I.L.A; BALLARD, G.E. The effect of acid mine water on flood plains soils in the Westem Kentucky coalfields. **Soil Science**, Baltimore, v.110, n. 3, p. 191-196, 1970.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n. 11, p. 1639 – 1647, 2002.

BOOM, R. Solo Saudável, pasto saudável, rebanho saudável: abordagem equilibrada. **I conferência Virtual Global sobre Produção Orgânica de Bovinos de Corte**. 02 de setembro a 15 de outubro de 2002. Embrapa Pantanal e UnC, 2002

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 6ª ed. Ed. Biblioteca Universitária Freitas Bastos, 1983.

BRANDÃO, S.L.; LIMA, S.C. pH e condutividade elétrica em solução do solo, em áreas de pinus e cerrado na chapada, em Uberlândia (MG). **Caminhos de Geografia**. Uberlândia, v.3, p. 46-56, 2002.

Brasil. Ministério da Saúde. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos. Portaria nº 36 – SVS/MS, de 19 de janeiro de 1990. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIAS DE ALIMENTAÇÃO. **Compendio de legislação de alimentos**. São Paulo: ABIA, 1990. p. 711-777.

BULL, J. M.; BOARETTO, A.E.; MELLO, F. A. F.; SOARES, E. Influência da relação $k/Ca = Mg$ do solo na produção de massa seca e na absorção de potássio por gramínea e leguminosa forrageiras: II. Absorção de potássio em função da relação $k/Ca = Mg$ no complexo de troca do solo. **Científica**. Rio de Janeiro, v.21, p. 67-75, 1993.

CALDERARO, R.W.; HELLER, L. Surto de reações hemolíticas associado a residuais de cloro e cloraminas na água de hemodiálise. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 35, n.5, p.481-486, 2001.

CAMPBELL, D.J.; BECKETT, P.H.T. The soil solution in a treated with digest sewage sludge. **Journal of Soil Science**, v.39, n.2, 1988.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 3. ed. Passo Fundo: SBCS-Núcleo Regional Sul, 1994. 223p.

CUNHA, R.C. de A.; AQUINO NETO V. Fundamentos teóricos do processo de avaliação de riscos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.; **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

DECHEN, A.R.; CARMELLO, Q.A.C.; FLOSS, E.L. (Coord.) Simpósio Avançado de Solos e Nutrição de Plantas (2.:1989:Piracicaba). **Anais...Piracicaba**: Fundação Cargil, 1989.

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

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; GRENNBERG, A.S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1995. 1082p.

ERNANI, P.R.; RIBEIRO, M.S.; BAYER, C. Modificações químicas em solos ácidos ocasionadas pelo método de aplicação de corretivo da acidez de gesso agrícola. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.58, n.4, p.825-831, 2001.

FASSBENDER, H.W. **Química de suelos**. 5 ed. San José, Costa Rica: IICA, 1986, 398 p.

FERNANDES, F.; ANDREOLI, C.V. (Coord.) **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: SANEPAR, 1997. 96p.

FLUES, M.; HAMA, P.; FORNARO, A. Avaliação do nível da vulnerabilidade do solo devido à presença de termelétrica a carvão (Figueira, PR – Brasil). **Química Nova**. São Paulo, v. 26, n. 4, p. 479-483, 2003.

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

GOEDERT, W.J. **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Nobel, EMBRAPA - Centro de Pesquisa dos Cerrados, 1987. 422 p.
L'IMPORTANZA, del suolo. Disponível em: www.minambiente.it/sito/publicazioni
Acesso em 09 de dezembro de 2003.

LaGREGA M. D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C. Hazardous waste management. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.; **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E.; RYAN, L.A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p 534-550, 1997.

LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O. Movement of heavy metal below sewage disposal pond. **Journal of Environmental Quality**, v.5, n.3, 1976.

MACHADO, J.L.F. Mineração de carvão: contaminação e vulnerabilidade dos mananciais. In: **SIMPÓSIO SUL BRASILEIRO DE GEOLOGIA**, 2., 1985. Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, 1985. p 539-551.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2 ed. London: Academic Press, 1995, 889 p.

MARINHO, C.S.; MONNERAT, P.H.; CARVALHO, A. Jr. C. de; MARINS, S.L.D; VIEIRA, A. Análise química do pecíolo e limbo foliar como indicadora do estado nutricional dos mamoeiros solo e formosa. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 2, p.373-381, 2002.

MARTINS, A.L.C.; BATAGLIA, O.C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 27, p. 563-574, 2003.

MEDALIE, L.; BOWDEN, W.B.; SMITH, C.T. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a northern hardwood forest. **Journal of Environmental Quality**, v.23, n.1, 1994.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A.E. Uso agrônômico de resíduos urbanos e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997. Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD ROM. Seção, Poluição de Solos.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BERTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio ambiente, 2000. 312p

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELL, R.A.; LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 18, p.449-455,1994.

METCALF; EDDY INC.(1991). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. In: ROCHA, M.T., SHIROTA, R. Disposição final de lodo de esgoto. **Revista de Estudos Ambientais**. Blumenau, v.1, n. 3, 1999.

MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; SELBACH, P.A. Poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. 174p.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; BLOCK, M.F.M. Determinação espectrofotométrica de nitrato em extratos de solo sem redução química. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.20, p.129-133, 1985.

MURPHY, J. RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analyt. Chim. Acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

OLIVEIRA, C.F.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, R.C.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas v.58, p. 171-180, 2001.

OLIVEIRA, C.F.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, R.C.; ROSSETTO R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.26, p. 505-519, 2002.

OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.; BELLINGIERI, P. A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura de sorgo granífero. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v.52, n.2, p. 360-367, 1995.

OLIVEIRA, F.C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. Piracicaba, 1995. 90p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

PÁDUA, H.B. de. **Águas com dureza e alcalinidade elevadas: observações iniciais na região de Bonito/MS.Br- registro de dados (2001/2) - conceitos e comportamentos ambientais**. Disponível em: <www.pescar.com.br/helcias> Acesso em: 12 fev. 2004.

PAVAN, M.A.; BLOCH, M. de F.; ZEMPULSKA, H. da C.; MYAZAWA, M.; ZOCLER, D.C. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. 40p.

PERKIN-ELMER, N. **Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry agriculture**. Connecticut: Perkin Elmer Norwalck. 1973.

PROSAB – Programa de Pesquisa e Saneamento Básico. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. 97p.

RESOLUÇÃO CONAMA nº 20, de 18/06/1986. **Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional**. Diário Oficial, (da República Federativa do Brasil), - Brasília/Br.:11356-11361, 30/07/1986. Seção 1.

RIEKERK, H. The behavior of nutrient elements added to a forest soil with sewage sludge. **Soil Science Society of America Journal**, v.42, n.5, 1978.

ROCHA, M.T., SHIROTA, R. Disposição final de lodo de esgoto. **Revista de Estudos Ambientais**, v.1, n. 3, 1999. Disponível em: www.dee.ufc.br/~dougbr/bv_biomassa.htm> Acesso em: dez. de 2003.

SILVA, F.C. da. **Uso agrônômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar**. Piracicaba, 1995. 165p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.A. BERNARDES, L.M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, 2001.

SIMONETE, M.A.; KIEHL, J.C.; ANDRADE, C.A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

TAKACHI, C. Y.; PAVAN, M. A. Efeitos da natureza e da força iônica do cátion na acidez da solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 19, p. 15-18, 1995.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHENEN, H.; VOLKWEISS, S.L. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto alegre: UFRGS, Departamento de solos, 1995. (Boletim técnico, 5).

UNITED STATES ENVIROMENMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Sludge treatment and disposal. Cincinnatti. v. 2, 1979.

VAZ, L.M.S; GONÇALVES, J.L.M. Crescimento inicial e fertilidade do solo em um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Sitientibus**, Feira de Santana, v. 26, p. 151–174, 2002.

VEIGA, A. M. **Lodo de esgoto alcalinizado e níveis de potássio nos parâmetros de crescimento e na absorção de Ca, Mg K, Zn, Mn e Fe, na cultura do milho**. Curitiba, 2002. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

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

WELCH, J.E.; LUND, L.J. Zinc movement in sewage sludge treated soil as influenced by soil properties, irrigation water quality, and soil moisture level. **Soil Science**, v. 147, n.3, 1989.

ZULIANI, D. Q. **Balanço geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo: estudo de caso**. Lavras, 2003. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal de Lavras.

ANEXO 1

CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE MACRO E MICRONUTRIENTES DO LODO DE ESGOTO APLICADO NO SOLO DO EXPERIMENTO

Lodo	P	K	Ca	Mg	N	U-60C	C-OXI
			g kg ⁻¹			%	g kg ⁻¹
	8,47	3,72	112	60,5	24,85	64,6	109,9
Lodo	pH	Na	Fe	Mn	Cu	Zn	Cr/
		g kg ⁻¹			mg kg ⁻¹		
	12,05	0,65	1017	400	90	325	80

ANEXOS 2

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO pH

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	4,0867	0,0434	94,2006	0,000
Dose potássio	0,0014	0,0004	3,9524	0,0017

Residual standard error: 0,09701

Multiple R-Squared: 0,5458

F-statistic: 15,62

GL- 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	4,1733	0,0334	124,8165	0,0000
Dose potássio	0,0015	0,0003	5,3724	0,0001

Residual standard error: 0,07476

Multiple R-Squared: 0,6895

F-statistic: 28,86

GL- 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	4,0133	0,0522	76,9087	0,0000
Dose potássio	0,0015	0,0004	3,5988	0,0032

Residual standard error: 0,1167

Multiple R-Squared: 0,4991

F-statistic: 12,95

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	4,1533	0,0397	104,6755	0,0000
Dose potássio	0,0014	0,0003	4,3214	0,0008

Residual standard error: 0,08872

Multiple R-Squared: 0,5896

F-statistic: 18,67

GL - 13

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO POTÁSSIO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	7,6753	0,5862	13,0940	0,0000
Dose potássio	0,0562	0,0048	11,7438	0,0000

Residual standard error: 1,311

Multiple R-Squared: 0,9139

F-statistic: 137,9

GL - 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	2,1987	1,3106	1,6776	0,1173
Dose potássio	0,0640	0,0107	5,9812	0,0000

Residual standard error: 2,931

Multiple R-Squared: 0,7335

F-statistic: 35,77

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	2,3800	0,7028	3,3863	0,0049
Dose potássio	0,0541	0,0057	9,4332	0,0000

Residual standard error: 1,572

Multiple R-Squared: 0,8725

F-statistic: 88,99

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	0,8524	1,1620	0,7336	0,4773
Dose potássio	0,0264	0,0275	0,9604	0,3558
Dose potássio ^2	0,0005	0,0001	3,4634	0,0047

Residual standard error: 2,139

Multiple R-Squared: 0,9523

F-statistic: 119,9

GL - 12

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO CÁLCIO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	69,1310	4,2058	16,4372	0,0000
Dose potássio	0,2009	0,0996	2,0165	0,0667
Dose potássio ²	-0,0013	0,0005	-2,7361	0,0181

Residual standard error: 7,74

Multiple R-Squared: 0,5014

F-statistic: 6,034

GL - 12

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	45,9167	2,7554	16,6641	0,0000
Dose potássio	-0,0078	0,0225	-0,3482	0,7333

Residual standard error: 6,161

Multiple R-Squared: 0,009239

F-statistic: 0,1212

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	17,6167	1,2816	13,7457	0,0000
Dose potássio	-0,0135	0,0105	-1,2901	0,2195

Residual standard error: 2,866

Multiple R-Squared: 0,1135

F-statistic: 1,664

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	16,3500	1,2424	13,1600	0,0000
Dose potássio	0,0248	0,0101	2,4480	0,0293

Residual standard error: 2,778

Multiple R-Squared: 0,3155

F-statistic: 5,993

GL - 13

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO MAGNÉSIO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	38,900	4,8996	7,9410	0,0000
Dose potássio	0,0642	0,0400	1,6043	0,1327

Residual standard error: 10,95

Multiple R-Squared: 0,1653

F-statistic: 2,574

GL - 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	32,500	1,9234	16,8968	0,0000
Dose potássio	-0,0053	0,0157	-0,3396	0,7396

Residual standard error: 4,301

Multiple R-Squared: 0,008793

F-statistic: 0,1153

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	10,850	1,0027	10,8204	0,0000
Dose potássio	-0,0048	0,0082	-0,5903	0,5651

Residual standard error: 2,242

Multiple R-Squared: 0,02611

F-statistic: 0,3485

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	13,7167	0,6165	22,2486	0,0000
Dose potássio	0,0122	0,0050	2,4170	0,0311

Residual standard error: 1,379

Multiple R-Squared: 0,31

F-statistic: 5,842

GL - 13

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO ALUMÍNIO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	4,2466	0,5117	8,2983	0,0000
Dose potássio	-0,0117	0,00419	-2,808	0,0148

Residual standard error: 1,144

Multiple R-Squared: 0,3775

F-statistic: 7,885

GL - 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	1,3133	0,0847	15,505	0,0000
Dose potássio	-0,0042	0,00069	-6,073	0,0000

Residual standard error: 0,1894

Multiple R-Squared: 0,7394

F-statistic: 36,88

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	0,7400	0,12108	6,1110	0,0000
Dose potássio	-0,0038	0,000988	-3,844	0,00203

Residual standard error: 0,2708

Multiple R-Squared: 0,5319

F-statistic: 14,77

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	-0,5160	4,19938	-0,123	0,90409
Dose potássio	0,12244	0,03429	3,571	0,00342

Residual standard error: 9,39

Multiple R-Squared: 0,4952

F-statistic: 12,75

GL - 13

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO NITRATO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	49,5760	1,4725	33,6682	0,0000
Dose potássio	-0,0831	0,0120	-6,9135	0,0000

Residual standard error: 3,293

Multiple R-Squared: 0,7862

F-statistic: 47,8

GL - 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	33,8147	1,5999	21,1356	0,0000
Dose potássio	-0,0037	0,0131	-0,2802	0,7837

Residual standard error: 3,577

Multiple R-Squared: 0,006002

F-statistic: 0,0785

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	13,982	1,4702	9,5106	0,0000
Dose potássio	-0,0085	0,01209	-0,7109	0,4897

Residual standard error: 3,287

Multiple R-Squared: 0,03742

F-statistic: 0,5054

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	14,1500	0,5541	25,5349	0,0000
Dose potássio	0,00687	0,00459	1,4970	0,1583

Residual standard error: 1,239

Multiple R-Squared: 0,147

F-statistic: 2,241

GL - 13

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO CLORETO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	21,0127	12,3544	1,7013	0,113
Dose potássio	0,68917	0,1009	6,831	0,0000

Residual standard error: 27,63

Multiple R-Squared: 0,7821

F-statistic: 46,67

GL - 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	-0,5160	4,19938	-0,123	0,90409
Dose potássio	0,12244	0,03429	3,571	0,00342

Residual standard error: 9,39

Multiple R-Squared: 0,4952

F-statistic: 12,75

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	1,7420	0,695757	2,504	0,0264
Dose potássio	0,01972	0,005681	3,4718	0,00414

Residual standard error: 1,556

Multiple R-Squared: 0,481

F-statistic: 12,05

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	-0,77000	1,07282	-0,718	0,4860
Dose potássio	0,06268	0,00876	7,156	0,0000

Residual standard error: 2,399

Multiple R-Squared: 0,7975

F-statistic: 51,2

GL - 13

ANÁLISE ESTATÍSTICA DO SULFATO

Primeira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	0,58400	0,3390	1,722	0,109
Dose potássio	0,001327	0,002769	0,479	0,640

Residual standard error: 0,7582

Multiple R-Squared: 0,01736

F-statistic: 0,2296

GL - 13

Segunda lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	6,6700	0,793129	8,410	0,0000
Dose potássio	0,011173	0,006476	1,725	0,108

Residual standard error: 1,773

Multiple R-Squared: 0,1863

F-statistic: 2,977

GL - 13

Terceira lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	5,40533	0,60497	8,935	0,0000
Dose potássio	-0,00316	0,00494	-0,640	0,533

Residual standard error: 1,353

Multiple R-Squared: 0,03052

F-statistic: 0,4093

GL - 13

Quarta lixiviação para solo com LEA

Coefficients	Valor	Erro padrão	t valor	Pr.
(Intercept)	0,5840	0,3390	1,722	0,109
Dose potássio	0,001327	0,002769	0,479	0,640

Residual standard error: 0,7582

Multiple R-Squared: 0,01736

F-statistic: 0,2296

GL - 13