



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

CRISTIANE ALCANTARA DOS SANTOS

**DISPOSIÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO NO
SOLO E EFEITO NA DINÂMICA DO NITROGÊNIO E EM
INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO.**

CRISTIANE ALCANTARA DOS SANTOS

**DISPOSIÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO NO
SOLO E EFEITO NA DINÂMICA DO NITROGÊNIO E EM
INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina como requisito para obtenção de título de Mestre em Microbiologia

Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira

Londrina
2010

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

S237d Santos, Cristiane Alcantara dos.

Disposição de chorume de aterro sanitário no solo e efeito na dinâmica do nitrogênio e em indicadores de qualidade de solo / Cristiane Alcantara dos Santos. – Londrina, 2010.
79 f. : il.

Orientador: Marco Antonio Nogueira.

Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, 2010.

Inclui bibliografia.

1. Microbiologia agrícola – Teses. 2. Microorganismos do solo – Teses. 3. Solos - Qualidade – Teses. 4. Solos - Química – Teses. I. Nogueira, Marco Antonio. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia. III. Título.

CDU 631.461

CRISTIANE ALCANTARA DOS SANTOS

**DISPOSIÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO NO SOLO E
EFEITO NA DINÂMICA DO NITROGÊNIO E EM INDICADORES DE
QUALIDADE DO SOLO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina como requisito para obtenção de título de Mestre em Microbiologia

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira
UEL – Londrina - PR

Profa. Dra. Sandra Márcia Cesário Pereira da
Silva
UEL – Londrina - PR

Dra. Diva de Souza Andrade
IAPAR – Londrina - PR

Prof. Dr. Waldemar Zangaro Filho (suplente)
UEL – Londrina - PR

Prof. Dr. Galdino Andrade Filho (suplente)
UEL – Londrina - PR

Londrina, 26 de fevereiro de 2010.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelas oportunidades que tive e pelas pessoas que encontrei.

À minha família, em especial aos meus pais e minha irmã, meus alicerces e maiores incentivadores para seguir sempre em frente. Tudo o que sou devo a eles.

Ao meu orientador, professor Dr. Marco Antonio Nogueira pela orientação, amizade, paciência e confiança desde a graduação. Um exemplo de profissional no qual me espelho.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto e à CAPES pela bolsa concedida.

À professora Sandra Cesário e à Dra. Diva Andrade pela colaboração desde o início do projeto.

Ao técnico agrícola Jorge, de extrema simpatia e sempre disposto a colaborar com o trabalho.

À toda a equipe do Laboratório de Ecologia Microbiana, ao coordenador do laboratório, Prof. Galdino Andrade, à técnica Marta Salvador e aos colegas e amigos de laboratório que direta ou indiretamente contribuíram não só para a realização deste trabalho mas também para meu crescimento profissional e pessoal durante os últimos anos. Em especial à Biana e Luciana, que se dedicaram ao projeto e me ajudaram desde o início. Obrigada meninas.

À Marina e Daniel pela amizade não somente no laboratório como também fora dele. Obrigada pelas conversas, sugestões, ideias, puxões de orelha, conselhos, risadas... Vocês não se livrarão de mim com tanta facilidade...

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho e para minha formação.

*“A mente que se abre a uma nova ideia
jamais voltará ao seu tamanho original”*

Albert Einstein

SANTOS, Cristiane Alcantara. **Disposição de chorume de aterro sanitário no solo e efeito na dinâmica do nitrogênio e em indicadores de qualidade do solo.** 2008/2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência da disposição de chorume de aterro sanitário em características microbiológicas (taxa de nitrificação, biomassa de carbono e nitrogênio, microrganismos nitrificadores, nitratores e desnitrificantes), bioquímicas (carboidratos solúveis, atividades de desidrogenase, celulase, urease, asparaginase e fosfatase ácida), químicas (teor de amônio, nitrato, sódio, potássio, condutividade elétrica, pH, carbono e nitrogênio no solo) e físicas (argila dispersa em água e umidade) de um solo argiloso, além da determinação de N no tecido foliar e da produtividade da cultura do milho. Ainda foi determinada a perda de N por volatilização da amônia e ajustada a modelo matemático. O experimento foi realizado em Londrina, PR em um Nitossolo vermelho, com chorume produzido pelo aterro da cidade. O delineamento foi em blocos casualizados com 5 doses de chorume, baseadas no teor de N total do chorume, de modo a fornecer 0, 30, 60, 90 e 120 kg ha⁻¹ de N em cada aplicação. Foram realizadas amostragens de solo estratificadas até 60 cm de profundidade, além da instalação de coletores para avaliar as perdas de N-NH₃ após as aplicações de chorume. De modo geral, houve maior efeito do chorume nos parâmetros químicos do solo, aumentando os teores de amônio, nitrato, sódio, potássio e condutividade elétrica. Não houve efeito nas características microbiológicas e bioquímicas o que indica que o chorume, não traz consequências negativas à comunidade microbiana do solo em curto prazo. Não houve efeito no teor de N foliar e na produtividade de grãos da cultura de milho. As maiores perdas de N-NH₃ ocorreram nas maiores doses de chorume e as características climáticas influenciam diretamente nesse processo.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Atividades enzimáticas. Disposição de resíduos no solo. Volatilização de amônia. Lixiviação de nitrato.

SANTOS, Cristiane Alcantara. **Disposal of municipal waste leachate in soil and effects on nitrogen dynamics and indicators of soil quality.** 2008/2010. 79 f. Dissertation (Master's degree in Microbiology). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

ABSTRACT

The aim of this work was to assess the effects of municipal waste leachate on microbial (ammonification rate, carbon and nitrogen microbial biomass, ammonia and nitrite oxidizers, and denitrifying microorganisms), biochemical (soluble carbohydrates, dehydrogenase, cellulase, urease, asparaginase and acidic phosphatase activities), chemical (ammonium, nitrate, sodium, potassium, electrical conductivity, pH, total carbon, and nitrogen), and physical (water-dispersed clay, and moisture) properties of a clayey soil, in addition to N leaf content and grain yield of a maize crop. N lost by volatilization was determined for a period after leachate application and adjusted to a mathematical model. The experiment was carried out in Londrina PR on and clayey soil using leachate originated from the municipal landfill. The experimental design was a completely randomized block with 5 doses of leachate calculated to supply 0, 30, 60, 90, and 120 kg ha⁻¹ of N in each application, based on the total N content in the leachate. Estratified soil samplings were made up to 60 cm depth, in addition to traps for capturing the volatilized ammonia after leachate application. In general, leachate affected mainly the soil chemical characteristics, increasing ammonium, nitrate, sodium, potassium concentrations and electrical conductivity. There was no effect on microbial and biochemical soil properties, indicating that leachate does not bring negative consequences to soil microbial community at short periods. There was no effects on N content in leaves and grain yield of maize. The greatest ammonia losses by volatilization occurred in the higher leachate doses and was affected by climatic conditions.

Keywords: Nutrient cycling. Enzyme activities. Soil disposal of residues. Ammonia volatilization. Nitrate leaching.

LISTA DE TABELAS

ARTIGO A

- Tabela 1** – Características químicas do solo (0-20 cm) antes da instalação do experimento31
- Tabela 2** – Caracterização do chorume utilizado em cada aplicação 32

ARTIGO B

- Tabela 1** – Características químicas do solo (0-20 cm) antes da instalação do experimento64
- Tabela 2** – Caracterização do chorume utilizado em cada aplicação65
- Tabela 3** – Doses de chorume de aterro sanitário, nitrogênio total e N-NH₄ adicionados via chorume, N-NH₃ volatilizado e acumulado durante o período experimental, N-NH₃ máximo volatilizado quando o tempo tende ao infinito (N_{max}), tempo necessário para que ocorra a volatilização de metade do N_{max} (K_m) e fração do nitrogênio volatilizada (V_f)70

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO A

- Figura 1** – Representação esquemática dos dados climáticos e eventos ocorridos durante o experimento de 10 julho de 2008 a 12 de maio de 2009. Dados climáticos: IAPAR. ETo = evapotranspiração potencial.....36
- Figura 2** – Efeito das doses de chorume no teor de amônio (A, B e C) e nitrato (D, E e F) na primeira, segunda e terceira amostragem, respectivamente. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 37
- Figura 3** – Efeito das doses de chorume no teor de sódio no solo na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 39
- Figura 4** – Efeito das doses de chorume no teor de potássio no solo na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 40
- Figura 5** – Efeito das doses de chorume na condutividade elétrica do solo na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 41

- Figura 6** – Efeito das doses de chorume na argila dispersa em água (ADA) na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 42
- Figura 7** – Efeito das doses de chorume no pH (A, B e C) e teor de água no solo (D, E e F) na primeira, segunda e terceira amostragem, respectivamente. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 43
- Figura 8** – Efeito das doses de chorume na taxa de nitrificação (A) e teor de carboidratos solúveis em água quente (B). Barras verticais indicam a diferença mínima significativa – dms (Tukey, $p < 0,05$). D0 = sem chorume: D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ 44
- Figura 9** – Efeito das doses de chorume na biomassa microbiana de carbono (BMC) e nitrogênio (BMN), no log do NMP de microrganismos nitrificadores, nitratores e desnitrificantes (A) e na atividade das enzimas urease, asparaginase, desidrogenase, fosfatase ácida e celulase (B). Barras verticais indicam o desvio padrão. BM = biomassa microbiana; TFF = trifenilformazan; PNP = p -nitrofenol; AR = açúcares redutores45

ARTIGO B

- Figura 1** – Representação esquemática dos dados climáticos e eventos ocorridos durante o experimento de 10 julho de 2008 a 4 de julho de 2009. Dados climáticos: IAPAR. ETo = evapotranspiração potencial68
- Figura 2** – Amônia volatilizada nos 4 períodos de avaliação durante o experimento69

- Figura 3** – Volatilização acumulada de N-NH₃ nos 4 períodos de avaliação durante o experimento (1^a aplicação – julho/ 2008; 2^a aplicação – agosto/2008; 3^a aplicação – outubro/2008 e 4^a aplicação – maio/2009) 72
- Figura 4** – Teores de amônio (A) e nitrato (B) nas quatro épocas de amostragem de solo. Amônio: 1^a amostragem: $y = 0,78x + 41,76$, $R^2 = 0,99$; 2^a amostragem: $y = 0,18x + 8,61$, $R^2 = 0,98$; e nitrato: 1^a amostragem: $y = 0,07x + 8,12$, $R^2 = 0,95$; 2^a amostragem: $y = 1,1x + 13,38$, $R^2 = 0,98$; 3^a amostragem: $y = 0,07x + 6,22$, $R^2 = 0,74$; 4^a amostragem: $y = 0,48x + 13,29$, $R^2 = 0,98$. Equações significativas a $p < 0,05$ 74
- Figura 5** – Relação entre N-NH₃ volatilizado e o N-NH₃ potencialmente volatilizado (N_{max}) (A), $y = 0,91x + 1,05$, $R^2 = 0,97$; e entre o N total aplicado com o N_{max} (B), $y = 0,04x + 1,81$, $R^2 = 0,89$. Calculados pela equação de cinética química para a 2^a, 3^a e 4^a aplicações de chorume. Equações significativas a $p < 0,01$ 76

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	16
3	REVISÃO DE LITERATURA	17
	REFERÊNCIAS.....	23
4	ARTIGO A – ADIÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO E EFEITOS EM ALGUMAS PROPRIEDADES DE UM NITOSSOLO CULTIVADO COM MILHO	26
4.1	INTRODUÇÃO.....	27
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.2.1	O Aterro Sanitário de Londrina e o Chorume Produzido	29
4.2.2	Caracterização e Histórico da Área Experimental	30
4.2.3	Delineamento Experimental e Aplicações do Chorume.....	30
4.2.4	Caracterização do Chorume	31
4.2.5	Amostragem de Solo	31
4.2.6	Análises Químicas e Argila Dispersa em Água (ADA).....	32
4.2.7	Análises Microbiológicas e Bioquímicas	33
4.2.8	Teor de N na Planta e Produtividade de Grãos	35
4.2.9	Análise Estatística	35
4.3	RESULTADOS	35
4.4	DISCUSSÃO.....	46
	CONCLUSÕES	54
	REFERÊNCIAS.....	55
5	ARTIGO B – VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM SOLO TRATADO COM CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO	60
5.1	INTRODUÇÃO.....	61

5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	63
5.2.1	O Aterro Sanitário de Londrina.....	63
5.2.2	Caracterização e Histórico da Área Experimental.....	63
5.2.3	Delineamento Experimental e Aplicações do Chorume.....	63
5.2.4	Caracterização do Chorume.....	65
5.2.5	Volatilização da Amônia.....	65
5.2.6	Amostragem de solo.....	66
5.2.7	Determinação do Teor de Amônio e Nitrato no Solo e pH.....	66
5.2.8	Análise dos Dados.....	67
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
	CONCLUSÃO.....	77
	REFERÊNCIAS.....	78

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento humano e suas atividades impactam o ambiente de diversas formas, sendo a geração de resíduos uma das mais preocupantes, devido à sua natureza diversa e complexa e seu potencial como poluente. Os resíduos gerados são depositados em lixões ou, quando realizada de forma correta, em aterros sanitários, que são áreas previamente preparadas para receber este tipo de resíduo. Mesmo assim, a decomposição desse material gera um líquido escuro e rico em compostos minerais e material orgânico recalcitrante, denominado chorume.

A composição do chorume de aterro sanitário é variada devido à dinâmica de sua geração, mas é um resíduo que possui altas concentrações de material orgânico e nitrogênio, principalmente na forma amoniacal. Essa variabilidade da composição dificulta o seu tratamento, tornando alguns processos ineficientes ou onerosos.

A disposição de resíduos com interesse agrícola no solo pode ser uma alternativa mais segura para sua destinação, além de servirem como fonte de nutrientes para as plantas. Entretanto, essa prática pode afetar a atividade de microrganismos envolvidos na mineralização e ciclagem de nutrientes ou mesmo a atividade biológica como um todo.

Uma grande preocupação que se tem quanto à disposição de resíduos no solo se dá em relação à contaminação por metais pesados ou, no caso do chorume, à perda de nitrogênio na forma nítrica por lixiviação até camadas mais profundas, atingindo e contaminando o lençol freático.

A utilização de parâmetros microbiológicos e bioquímicos para monitorar as alterações no ambiente é de grande valia haja vista que são indicadores sensíveis a pequenas mudanças no ambiente por possuírem resposta rápida a essas alterações, além de estarem diretamente envolvidos com a ciclagem de nutrientes e com a dinâmica da matéria orgânica. Estes atributos, aliados a características químicas e físicas, podem indicar o grau de sustentabilidade do sistema e auxiliar a tomada de decisões.

Para que a disposição do chorume de aterro sanitário no solo seja segura ambientalmente, são necessários estudos a fim de determinar quais os

limites apropriados de disposição para cada situação e o possível impacto ambiental que essa prática pode acarretar.

2 OBJETIVOS

Considerando o potencial de disposição de chorume de aterro sanitário em solo agrícola, os objetivos gerais desse trabalho foram: (I) avaliar componentes microbiológicos e bioquímicos relacionados a processos biogeoquímicos do ciclo do carbono e nitrogênio no solo; (II) avaliar o impacto da disposição do chorume em características químicas e físicas do solo; (III) avaliar as perdas de nitrogênio pela volatilização de amônia após a aplicação do chorume.

3 REVISÃO DE LITERATURA

Uma das principais conseqüências do desenvolvimento humano é a geração de grande quantidade de resíduos, sejam sólidos ou líquidos, os quais geralmente causam impacto no ambiente, causando poluição do solo, do ar ou da água. Impacto ambiental é definido como "Qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem: a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do ambiente e a qualidade dos recursos naturais" (Brasil, 2005).

Os resíduos sólidos gerados pela atividade humana são de natureza complexa e diversa. Sendo assim, a forma com que é manejado, tratado e destinado pode alterar suas características de modo a potencializar os riscos à saúde humana e ao ambiente em alguns casos (Zanta et al., 2006).

Atualmente, devido às exigências da legislação, os aterros também sofreram certa sofisticação tecnológica que os torna ambientalmente mais seguros (Fleck, 2005). Entretanto, existe o problema da produção de lixiviado (chorume), que é gerado pelo excesso de água pluvial que percola através das camadas de resíduos aterradas, que estão em decomposição, carreando material orgânico e íons para a solução (Hamada, 1999).

Até o momento não se dispõe de um método com características técnicas e economicamente viáveis que possa ser efetivamente aplicado no tratamento do chorume gerado (Fleck, 2005). A maior dificuldade encontrada para o tratamento desse líquido se deve à dinâmica de sua geração, que varia quantitativa e qualitativamente de um local para outro, sazonalmente em um mesmo local e em função da idade do aterro. Porém, com relação à composição, deve-se ressaltar que o chorume de aterro, em geral, apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio, com grande potencial poluidor (Castilhos-Júnior, 2006).

O chorume gerado em aterros bem operados e que seguem rigorosamente a legislação quanto ao não recebimento de resíduos não domiciliares, têm como principais poluentes a remover, o seu alto teor de matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal, pois nessas condições a presença de micropoluentes

orgânicos e metais pesados geralmente são mínimos. Observa-se que o chorume produzido por resíduos acondicionados em aterros mais antigos, já na fase metanogênica, apresenta elevada alcalinidade, o que resulta em uma baixa concentração de metais no líquido efluente, pela sua precipitação em condições de pH elevado (Kjedsen et al., 2002; Jucá et al., 1999).

A produção e o gerenciamento do chorume são os maiores problemas associados com a operação inadequada de aterros sanitários, pois mesmo quando os resíduos sólidos são adequadamente depositados no solo e o aterro encerra suas atividades, a geração do chorume não se extingue e, em geral, quanto mais velho o aterro, menos biodegradável é esse efluente, necessitando de processos de tratamento mais complexos (Kulikowska & Klimiuk, 2008).

A quantidade de chorume produzido em um aterro depende de fatores como: condições meteorológicas locais, condições de operação do aterro, idade e natureza dos resíduos sólidos, topografia, qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos populacionais (Oliveira & Pasqual, 2004).

O maior problema no tratamento desses líquidos decorre da dificuldade em identificar e quantificar sua composição. Os compostos encontrados no chorume podem ser classificados em quatro categorias, segundo Kjedsen et al. (2002), considerando que o aterro receba, predominantemente, resíduos domiciliares:

a) matéria orgânica dissolvida: quantificada como demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), compreendendo vários produtos orgânicos da degradação do resíduo que podem variar desde ácidos voláteis de cadeia curta até compostos recalcitrantes ou de difícil degradação como compostos húmicos e fúlvicos.

b) compostos orgânicos xenobióticos: de origem doméstica ou industrial, geralmente presentes em baixas concentrações. Entre estes compostos incluem-se hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados e pesticidas.

c) ions: cálcio, magnésio, sódio, potássio, N-amoniaco, ferro, manganês, cloreto, sulfato e carbonato de hidrogênio.

d) metais pesados.

Segundo Jucá et al. (1999) o chorume produzido por resíduos sólidos mais jovens apresenta maior potencial de poluição que o chorume produzido por resíduos mais antigos, principalmente, devido ao elevado teor de material

orgânico, embora a concentração de N-amoniaco seja, em geral, mais elevada em aterros mais velhos. No chorume proveniente de aterros jovens (com predomínio da fase ácida da degradação anaeróbica) cerca de 1% do carbono está na forma de compostos de elevado peso molecular, enquanto que, em aterros mais velhos (com predomínio da fase metanogênica), em torno de 32% do carbono orgânico dissolvido consistem de compostos de elevado peso molecular e mais de 60% são compostos húmicos (Klimiuk & Kulikowska, 2006).

Além da recalcitrância inerente das substâncias húmicas frente à degradação microbiana, outros fatores como a eventual ação tóxica sobre a comunidade microbiana, ou ainda a interação da molécula orgânica com a matriz mineral do solo, pode torná-las menos acessíveis às enzimas extracelulares e conseqüentemente à degradação (Silva, 2002).

O tratamento do chorume pode empregar processos físico-químicos e biológicos. Os primeiros se baseiam na adsorção e precipitação-floculação. Entretanto, as substâncias contaminantes não são degradadas, o que implica na geração de lodos altamente contaminados (Bae et al., 1999). Processos biológicos, que podem ser aeróbios, anaeróbios e facultativos (McMahon et al., 2001), apresentam aspectos negativos, como a necessidade de longos períodos de retenção (de dias até semanas) e baixa eficiência na remoção de compostos recalcitrantes e pigmentos (Freire et al., 2000), tornando a eficiência desses processos questionável, além da produção de gases com grande potencial de efeito estufa, como óxido nitroso.

No Brasil, o chorume coletado nos tanques de captação dos aterros sanitários geralmente é recirculado e/ou transportado para estações de tratamento de esgoto, onde é submetido à degradação microbiológica. Posteriormente, é lançado, juntamente com o esgoto tratado, em águas superficiais. Entretanto, a eficiência desse tipo de tratamento pode ser limitada, não eliminando totalmente substâncias potencialmente prejudiciais ao ambiente (Vazoller, 1989; Celere et al., 2007).

A disposição de resíduos no solo normalmente é causa de muitas controvérsias. Entretanto, deve-se lembrar que o solo constitui o melhor e mais seguro meio para a disposição de poluentes quando comparado à hidrosfera ou à atmosfera. Os solos são capazes de melhor oxidar ou precipitar os poluentes e removê-los da cadeia alimentar, de modo mais seguro que o ar ou a água. Outro

benefício da disposição desses resíduos no solo refere-se à possibilidade de serem usados na recuperação de áreas degradadas, ou na agricultura, como fertilizantes. Com a elevação dos custos da adubação mineral, a utilização dos resíduos produzidos pelas atividades antrópicas tornou-se atrativo a fim de melhorar as condições do solo e reduzir os custos de produção (Tedesco et al., 2008).

O uso agrícola de efluentes líquidos pode contribuir para a melhoria da fertilidade dos solos e nutrição das plantas (Konrad & Castilhos, 2002; Ferreira et al., 2003; Martines, 2005), além de representar uma forma de destinação racional do resíduo no ambiente. Nesse último aspecto, deve-se salientar a necessidade de critérios técnicos para sua aplicação na agricultura, uma vez que tal prática, feita de forma inadequada, pode comprometer a sustentabilidade agrícola e o uso futuro dessas áreas. Assim, quando se propõe lançar qualquer efluente ao solo, deve-se previamente estabelecer uma estratégia de monitoramento para avaliar os possíveis impactos ambientais decorrentes dessa prática.

As mesmas características que tornam o lixiviado de aterro potencialmente poluidor são também aquelas que o tornam atrativo para sua utilização agrícola, como o teor de N-amoniaco e o teor de material orgânico estabilizado. De acordo com Bayer & Mielniczuk (2008), a matéria orgânica condiciona determinadas características do solo, sendo elas químicas, como a disponibilidade de nutrientes, a capacidade de troca catiônica e a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes; físicas, como a melhora da agregação do solo; e também características microbiológicas, por se tratar de uma fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos.

Uma das principais preocupações quanto ao lançamento de efluentes ao solo é a possibilidade de causar contaminação por metais pesados. No caso do chumbo proveniente de aterros sanitários que já se encontram na fase metanogênica, a concentração de metais pesados é bastante reduzida. No caso particular do aterro sanitário de Londrina (PR), observam-se baixos teores de metais pesados no efluente, com valores da ordem de partes por bilhão (Leoni, 1998). Esses baixos teores são atribuíveis ao fato de que o chumbo produzido na fase metanogênica apresenta pH de 8,3, o que contribui para manter os metais em sua forma insolúvel. A reduzida concentração de metais no chumbo faz com que esses elementos não sejam limitantes à sua disposição em áreas agrícolas. Entretanto, esse produto carrega consigo alta carga orgânica e minerais dissolvidos, como o N-

amoniaco, potássio e sódio que, quando em altas concentrações no solo, podem proporcionar impactos negativos ao ambiente. No caso do aterro sanitário de Londrina, a produção média de chorume é de $65,7 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ (Lopes, 2007 - comunicação pessoal), o que enfatiza o potencial de risco ambiental inerente a esse resíduo.

Dependendo da dose de chorume aplicada ao solo, o nitrogênio mineralizado da fração orgânica, além do N-amoniaco presente, podem proporcionar impactos negativos, pois um resíduo com elevados teores de nitrogênio pode levar a perdas por lixiviação de nitrato se este não for absorvido pelas plantas, principalmente em regiões com alta precipitação, podendo ocasionar contaminação do lençol freático (Ojeda et al., 2006). Ainda há o risco da geração de óxido nitroso a partir da desnitrificação, contribuindo para a poluição atmosférica. Já o excesso de sódio pode causar limitações no desenvolvimento das plantas, dispersão de argilas e até dispersão da matéria orgânica (Leal et al., 2009).

Segundo Molen et al. (1990), a utilização de efluentes líquidos orgânicos pode apresentar problemas relacionados a perdas de nitrogênio após sua aplicação na superfície do solo, principalmente pela volatilização da amônia, que é uma das principais formas de perda de nitrogênio. Quando resíduos ricos em nitrogênio são aplicados ao solo, grande parte do N amoniaco pode ser perdida por volatilização, sendo que essas perdas podem chegar a valores de até 50% do total de N amoniaco aplicado (Sommer et al., 2003). Isso ocorre devido ao aumento da concentração de amônio e também do pH do solo, o que favorece a formação de amônia (N-NH_3). Além disso, fatores climáticos como temperatura, umidade relativa do ar e precipitação pluvial, assim como umidade e temperatura do solo, seu teor de matéria orgânica e potencial de nitrificação também podem contribuir para uma maior ou menor perda de N-NH_3 (Martines, 2009).

O nitrogênio é um nutriente essencial no desenvolvimento das plantas (Marschner, 1995) e, de modo geral, exigido em maiores quantidades. No caso da cultura do milho, é ainda responsável pelo aumento da produtividade e do teor de proteínas dos grãos (Yamada & Abdalla, 2000). A demanda de N pelo milho em condições de altos níveis tecnológicos, visando alta produtividade, chega a 120 kg N ha^{-1} (Rajj et al., 1996).

A ecologia do solo tem muito para contribuir na compreensão dos importantes processos que ocorrem em diferentes níveis do ecossistema e que

afetam o crescimento das plantas tais como atividade e diversidade de microrganismos, a dinâmica da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes. Os grupos funcionais de microrganismos do solo participam da ciclagem de nutrientes e são importantes bioindicadores da saúde do solo ou de distúrbios que podem ocorrer devido à ação antrópica (Andrade & Nogueira, 2005).

Para a disposição de chorume de aterro sanitário no solo se fazem necessárias pesquisas visando esclarecer quais os limites mais apropriados para cada solo e o potencial impacto no ambiente no que se refere à lixiviação de formas de nitrogênio no perfil e os efeitos na comunidade microbiana que atua nos ciclos biogeoquímicos. Essas informações poderão auxiliar na elaboração de normas técnicas relacionadas à disposição desse material em solo agrícola. Sendo assim, torna-se importante estudar o impacto decorrente da utilização de chorume proveniente de aterro sanitário, contendo baixos teores de metais pesados, nos atributos biológicos e químicos do solo e plantas.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M.A. Bioindicadores para uma análise de risco ambiental: Organismos geneticamente modificados e grupos funcionais de microrganismos do solo. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**. v.34, p.11-19. 2005.
- BAE, B., JUNG, E., KIM, Y., SHIM, H. Treatment of Landfill Leachate Using Activated Sludge Process and Electro-Beam Radiation. **Water Research**. v. 33, n. 11, p. 2669 – 2673, 1999.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Editores). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª Ed. Porto Alegre: Metrópole. 654p. 2008.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 01 de 17 de março de 2005**. Define as situações e estabelece os requisitos e condições para desenvolvimento de Estudo de Impacto Ambiental – EIA e respectivo Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. *Diário Oficial da União de 17.02.86*. Brasil. 2005.
- CASTILHOS JÚNIOR, A.B.C. (Ed) **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: Prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Florianópolis: PROSAB, 475 p. 2006.
- CELERE, M.S.; OLIVEIRA, A.S.; TREVILATO, T.M.B. et al. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, p.939-947, 2007.
- FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; TEDESCO, M.J.; BISSANI, C.A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.755-763, 2003.
- FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 175 p. 2005.
- FREIRE, R.S. PELEGRINI, R., KUBOTA, L. T., DURÁN, N., ZAMOTA, P.P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, p. 504-511, 2000.
- HAMADA, J. Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. Rio de Janeiro. In: **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, 1999.
- JUCÁ, J.F.T., MONTEIRO, V.E.D., OLIVEIRA, F.J.S.; MACIEL F. J. Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: **III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos**, Toledo – PR, 1999.

KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. **Waste Management**. v. 26, p. 1140-1147, 2006.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 5981-5985, 2008.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 32, p. 297-336, 2002.

KONRAD, E.E.; CASTILHOS, D.D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrente da adição do lodo de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.257-265, 2002.

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

LEONI, G.L.M. **Processo físico-químico aplicado ao tratamento de chorume produzido no aterro de resíduos sólidos do município de Londrina**. Monografia (Graduação) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 95 p. 1998.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2^a ed. London: Academic Press, 889p. 1995.

MARTINES, A.M. **Impacto do lodo de curtume nos atributos biológicos e químicos do solo**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 62p. 2005.

MARTINES, A.M. **Avaliação ambiental e agrônômica do uso de lodo de curtume no solo**. Tese (doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 86p. 2009.

McMAHON, K., STROOT, P.G., MACKIE, R.I., RASKIN, L. Anaerobic Condigestion of Municipal, Solid Waste and Biosolids Under Various Mixing Conditions – II. Microbial Population Dynamics. **Water Research**. v. 35, n. 7, p. 1817 – 1827, 2001.

MOLEN, J. van Der; FAASEN, H. G. Van; LECLERC, M. Y.; VRIESEMA, R.; CHARDON, W. J.; van der MOLEN, H. G. Ammonia utilization from arable land after application of cattle slurry. 1. Field estimates. **Journal of Agricultural Science**. v.38, n. 2, p. 145 -158, 1990.

OJEDA, G.; TERRASÓN, D.; ORTIZ, O.; ALCANIZ, J.M. Nitrogen losses in runoff Waters from a loamy soil treated with sewage sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 117, p. 49-56, 2006.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, p. 240-249, 2004.

Silva, A.C. Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 100 p. 2002.

SOMMER, S.G.; GÉNERMONT, S.; CELLIER, P.; HUTCHINGS, N.J.; OLESEN, J.E.; MORVAN, T. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **European Journal of Agronomy**. v. 19, p. 465-486, 2003.

TEDESCO, M. J. ; SELBACH, P.A. ; GIANELLO, C. ; CAMARGO, F.A.O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: G.A. Santos; L.S. Silva; L.P. Canellas; F.A.O. Camargo. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, v. 1, p. 113-135. 2008.

VAZOLLER, R.F. **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental; 1989.

ZANTA, V.M.; Rarinho, M.J.M.R; Lange, L.C.; Pessin, N. Resíduos sólidos, saúde e meio ambiente: impactos associados aos lixiviados de aterro sanitário. In: Castilhos Júnior, A.B. (Ed)

Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: Prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Florianópolis: PROSAB, p.1-15, 2006.

YAMADA, T., ABDALLA, S.R.S. Como melhorar a eficiência da adubação nitrogenada do milho? **Informações agrônomicas Potafos**. n. 91, setembro, 2000.

4 ARTIGO A

**ADIÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO E EFEITOS EM ALGUMAS
PROPRIEDADES DE UM NITOSSOLO CULTIVADO COM MILHO.**

ADIÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO E EFEITOS EM ALGUMAS PROPRIEDADES DE UM NITOSSOLO CULTIVADO COM MILHO.

Resumo

As atividades humanas geram grandes quantidades de resíduos, geralmente causando impacto ambiental. O objetivo desse trabalho foi avaliar a influência da disposição de chorume de aterro sanitário em características microbiológicas (taxa de nitrificação, biomassa de carbono e nitrogênio, NMP de microrganismos nitrificadores, nitrificadores e desnitrificantes), bioquímicas (carboidratos solúveis, desidrogenase, celulase, urease, asparaginase e fosfatase ácida), químicas (teor de amônio, nitrato, sódio, potássio, condutividade elétrica, pH, carbono e nitrogênio no solo) e físicas (argila dispersa em água e umidade) de um solo argiloso, além da determinação de N no tecido foliar e da produtividade da cultura do milho. O experimento foi realizado em Londrina PR, utilizando o chorume produzido no aterro sanitário da cidade. O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com quatro repetições. Os tratamentos foram: D0 = controle; D1 = 32,71; D2 = 65,42; D3 = 98,13 e D4 = 130,83 m³ ha⁻¹ de chorume, em três aplicações realizadas antes da instalação da cultura do milho. Um tratamento agrônômico foi instalado durante o ciclo da cultura, fornecendo 120 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia. Foram realizadas três amostragens de solo estratificadas até 60 cm. De modo geral, houve maior efeito do chorume nos parâmetros químicos do solo, aumentando os teores de amônio, nitrato, sódio, potássio e condutividade elétrica, tanto em superfície, quanto em profundidade. Não houve efeito nas características microbiológicas e bioquímicas o que indica que o chorume, pelo menos em curto prazo, não traz consequências negativas à comunidade microbiana do solo de modo a influenciar a ciclagem de nutrientes. Não houve efeito das doses no teor de N foliar e na produtividade de grãos da cultura de milho.

Palavras-chave: Atividade microbiana. Ciclagem de nutrientes. Atividade enzimática. Disposição de efluente líquido.

4.1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos gerados pela atividade humana são de natureza complexa e diversa, sendo que a forma como é manejado, tratado e destinado pode alterar suas características e, desta forma, potencializar os riscos tanto à saúde humana quanto os danos ao meio ambiente (Zanta et al., 2006). A partir do resíduo sólido disposto em aterros, ocorre a geração de um lixiviado, formado a partir da decomposição desse material e pela água pluvial que percola pelas camadas do resíduo (Hamada, 1999). Esse lixiviado, chamado de chorume, é geralmente rico em materiais orgânicos e minerais, dentre eles, nitrogênio, sódio e potássio.

O uso de resíduos, sobretudo aqueles com altos teores de nitrogênio, como fonte alternativa de nutrientes para a agricultura já vem sendo estudado por diversos autores (Gonzalez et al., 2009; Alcantara et al., 2007). Porém, para que esta prática seja viável, alguns fatores, tais como teor de nitrogênio, sódio e metais pesados devem ser considerados a fim de evitar ou minimizar riscos ambientais, assim como eventuais efeitos negativos na produtividade e qualidade das culturas agrícolas (Martines et al., 2006).

O nitrogênio é o nutriente mais requisitado pelas plantas, sendo limitante para o seu desenvolvimento. Contudo, devido a sua dinâmica no solo, alternando-se entre vários estados de oxidação, podem ocorrer conseqüências ambientais graves. Por exemplo, a conversão de N-amoniacal a N-nítrico no solo pelo processo de nitrificação é rápida, o que aumenta o potencial de perdas de N por lixiviação (Jackson et al., 2008). Outro processo que também pode ocorrer é a perda de nitrogênio pelo processo de desnitrificação em que, sob anaerobiose, microrganismos convertem nitrato a nitrito e este a outras formas gasosas como, por exemplo, o óxido nitroso (N_2O), cujo potencial de efeito estufa é 310 vezes maior que o CO_2 (Albritton et al., 1996).

Altos teores de material orgânico e nutrientes nos resíduos são um problema quando estes são lançados em rios ou córregos, pois pode acarretar em contaminação desses ambientes, causando eutrofização. Quando da utilização em áreas agrícolas, este material orgânico servirá como fonte de carbono para a comunidade microbiana do solo, o que poderá aumentar sua biomassa e atividade, resultando numa melhor e mais rápida ciclagem de nutrientes (Bowen et al., 2009). No caso do resíduo já apresentar um material orgânico estabilizado, ou seja, rico em ácidos orgânicos humificados, este poderá contribuir para aumentar o estoque de carbono orgânico do solo nas frações mais recalcitrantes, melhorando assim as condições químicas, físicas e biológicas do solo (Nayak et al., 2007).

Parâmetros microbiológicos são amplamente conhecidos como sensíveis indicadores de mudanças no sistema de uso do solo, seja por meio da quantificação de determinados grupos funcionais ou da sua atividade (Nogueira et al., 2006). A biomassa microbiana é a fração viva da matéria orgânica do solo e serve como reservatório de nutrientes para as plantas, favorecendo a sustentabilidade biológica do sistema (Hatch et al., 2000), enquanto que as enzimas provenientes dos microrganismos do solo são catalisadoras de diversos processos,

tal como a ciclagem de nutrientes (Nannipieri et al., 2002). A atividade microbiológica também pode ser mensurada a partir dos processos de transformação que ocorrem no solo, como a nitrificação, que é um processo no qual ocorre a transformação de nitrogênio da forma amoniacal para a forma nítrica e envolve grupos distintos de bactérias (Jackson et al., 2008).

Resíduos com elevados teores de sódio e potássio devem ter seu uso limitado em áreas agrícolas por alterar características físicas do solo, como por exemplo, aumentar a dispersão de argilas, o que causa desestruturação e redução da porosidade e da taxa de infiltração de água no solo. Além disso, podem alterar características químicas pelo desbalanço de nutrientes e ocasionar prejuízos nutricionais às plantas (Leal et al., 2009; Nobile et al., 2008).

Trabalhos relacionando o uso de chorume de aterro sanitário e a problemática da aplicação em áreas agrícolas são escassos, principalmente no que diz respeito às características microbiológicas do solo. Pelo exposto, o objetivo desse trabalho foi avaliar a influência da disposição de chorume de aterro sanitário em características microbiológicas, bioquímicas, químicas e físicas de um solo agrícola no município de Londrina, PR.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 O Aterro Sanitário de Londrina e o Chorume Produzido

O depósito de resíduos sólidos do Município de Londrina (PR) está situado na região sudeste da cidade (51°06' W, 23°20' S). O local de disposição de resíduos abrange uma área de 19,23 ha que começou a receber resíduos sólidos em 1977, sem nenhum preparo do local em termos de impermeabilização do terreno.

O clima da região é subtropical úmido (Cfa, segundo Köppen) com verões quentes e úmidos e invernos frios e secos, com temperatura média anual de 22,5°C, precipitação média anual de 1615 mm, com predominância nos meses de outubro a março.

4.2.2 Caracterização e Histórico da Área Experimental

O experimento foi conduzido na fazenda experimental do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), em Londrina PR, em solo classificado como

Nitossolo Vermelho (Embrapa, 1999), textura muito argilosa. A área tem um histórico de cultivo com culturas anuais como soja, milho, trigo e aveia, sendo que por ocasião da instalação do experimento estava ocupada por uma cultura de aveia (*Avena strigosa*) com 30 dias, a qual havia recebido uma aplicação de nitrogênio em forma de uréia na dose de 45 kg ha⁻¹. Após a delimitação das parcelas, as plantas foram dessecadas com herbicida à base de glyphosate visando eliminar o efeito das plantas nos estudos relativos à aplicação do chorume ao solo.

4.2.3 Delineamento Experimental e Aplicações do Chorume

O delineamento experimental foi em blocos completos casualizados, com quatro repetições. Foram instalados 5 tratamentos: um controle sem a aplicação de chorume (D0), e mais quatro doses: D1, D2, D3 e D4, sendo estas crescentes e calculadas em função do teor de nitrogênio total presente no chorume na primeira aplicação, correspondentes a 30, 60, 90 e 120 kg N ha⁻¹, respectivamente, o que resultou na aplicação de 0, 32,7, 65,4, 98,1 e 130,8 m³ ha⁻¹ de chorume em cada dose, respectivamente. O chorume foi aplicado na área por três vezes, sendo a primeira em 10 de julho/2008, a segunda em 12 de agosto/2008 e a terceira em 28 de outubro/2008. O volume de chorume utilizado na primeira aplicação foi fixado para as demais aplicações e posteriormente determinado o teor de N, sendo que na segunda e terceira aplicações foi fornecido o correspondente a D0 = 0; D1 = 40,8; D2 = 80,4; D3 = 119,9 e D4 = 160,8 kg ha⁻¹ de N em cada aplicação. As parcelas apresentaram a dimensão de 6 x 8 m, mantendo-se 1 m de bordadura ao seu redor, totalizando uma área útil de 35 m². Entre os blocos e as parcelas foram ainda mantidos corredores de 2 m de largura.

A semeadura da cultura do milho (*Zea mays*) foi realizada 28 dias após a terceira aplicação de chorume, em novembro de 2008, utilizando o híbrido 2B710 da Dow AgroScience, sem adubação fosfática e potássica, com a finalidade de se avaliar o efeito residual do N aplicado via chorume no teor de N na planta e na produtividade da cultura. Um tratamento extra, caracterizado como tratamento agrônômico (TA) foi instalado por ocasião da instalação da cultura do milho, o qual recebeu 120 kg N ha⁻¹ na forma de uréia, sendo metade aplicada na semeadura e a outra metade, 40 dias após, em cobertura.

Os dados de temperatura média, precipitação pluvial e evapotranspiração potencial foram obtidos na estação meteorológica do IAPAR.

A tabela 1 apresenta o resultado da análise química do solo para fins de fertilidade antes da instalação do experimento.

Tabela 1 – Características químicas do solo (0-20 cm) antes da instalação do experimento.

P (mg/dm ³)	20,4
C (g/kg)	19,24
MO (g/kg)	52,0
pH (CaCl ₂)	6,0
Al (cmol _c /dm ³)	0,0
H + Al (cmol _c /dm ³)	3,42
Ca (cmol _c /dm ³)	4,32
Mg (cmol _c /dm ³)	3,29
K (cmol _c /dm ³)	1,65
Soma de bases (cmol _c /dm ³)	9,26
CTC (cmol _c /dm ³)	12,68
Saturação por base (%)	73,02

4.2.4 Caracterização do Chorume

Em cada aplicação, o chorume foi coletado para posterior caracterização de suas propriedades físico-químicas, sendo que o pH e a condutividade elétrica (CE) foram medidos diretamente na amostra de chorume. O carbono, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) e sólidos totais foram determinados conforme método descrito em APHA-AWWA (1999). A tabela 2 apresenta a caracterização química do chorume das três aplicações.

4.2.5 Amostragem de Solo

Foram realizadas 3 amostragens de solo, sendo que a primeira ocorreu 14 dias após a segunda aplicação de chorume, a segunda aconteceu em janeiro/2009 no florescimento do milho e cerca de 75 dias após a terceira aplicação e a terceira amostragem foi realizada em maio/2009, após concluído o ciclo da cultura de milho. Foram obtidas amostras compostas das camadas superficiais (0-10 e 10-20 cm) e subsuperficiais (20-40 e 40-60 cm) a partir de 9 sub-amostras por parcela. As amostras da profundidade 0-10 cm em umidade de campo foram

analisadas quanto aos parâmetros microbiológicos, bioquímicos e teor de amônio e nitrato. Para as demais análises químicas e argila dispersa em água em todas as profundidades, as amostras foram secas a 60 °C e peneiradas (2 mm). Todos os resultados foram expressos com base em solo seco a 105 °C.

Tabela 2 – Caracterização do chorume utilizado em cada aplicação

Variável	1ª aplicação	2ª aplicação	3ª aplicação
C total (g L ⁻¹)	0,173	0,197	0,178
N total (g L ⁻¹)	0,92	1,22	1,22
N amoniacal (g L ⁻¹)	0,85	1,09	1,12
N nítrico (g L ⁻¹)	0,013	0,008	0,008
Condutividade (mS m ⁻¹)	13,74	13,42	11,95
pH	8,81	8,16	8,07
DQO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	2325	2208	1728
DBO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	150	84	171
Alcalinidade (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	5749	6177	5496
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	11724	8260	7250
Cloreto (mg Cl ⁻ ·L ⁻¹)	1823	2414	3550

4.2.6 Análises Químicas e Argila Dispersa em Água (ADA)

O N mineral (amônio e nitrato) foi extraído do solo com umidade de campo com KCl 2 mol L⁻¹ e determinado por dupla destilação em destilador tipo Kjeldahl, utilizando uma solução de ácido bórico e indicadores, titulada com uma solução diluída de ácido sulfúrico (Keeney & Nelson, 1982).

Para determinação dos teores de sódio e potássio, o extrato foi feito a partir de 5 cm³ de solo com 20 mL de solução extratora Mehlich I, de onde retirou-se uma alíquota para proceder a leitura em espectrofotômetro de chama (Pavan et al., 1992). A condutividade elétrica foi determinada em água, na proporção 1:2 (m:v). Após agitação e filtragem, a leitura foi realizada em condutivímetro.

O pH em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ foi determinado por potenciômetro, na proporção 1:2,5 (m:v) após agitação por 15 min e repouso por 30 min (Pavan et al., 1992).

O carbono orgânico foi determinado pela oxidação com dicromato de potássio (Yeomans & Bremner, 1988), enquanto que o nitrogênio total foi determinado após digestão do solo em meio ácido seguida de destilação (Bremner & Mulvaney, 1982).

A argila dispersa em água foi avaliada utilizando-se 20 g de solo seco. Após agitações em água destilada e os devidos tempos de repouso, uma alíquota do sobrenadante foi pipetada em um recipiente e seca em estufa a 105°C. Após pesagem do conjunto procedeu-se ao cálculo da % da argila dispersa do solo (Embrapa, 1997).

4.2.7 Análises Microbiológicas e Bioquímicas

A taxa de nitrificação foi calculada com base na conversão do N amoniacal para nitrato em 21 dias de incubação a 28 °C, considerando o amônio adicionado à amostra ($125 \mu\text{g g}^{-1}$) e o mineralizado da matéria orgânica, bem como os teores iniciais e finais de amônio e nitrato na amostra e no seu respectivo controle (Schuster e Schroder, 1990).

Os carboidratos solúveis do solo foram extraídos de acordo com Ball et al. (1996). As amostras foram incubadas com água quente (80°C) na proporção de 1:5 durante 16 horas, período após o qual o extrato foi centrifugado e o sobrenadante filtrado em membranas de nitrocelulose (0,45 μm). Os carboidratos presentes no filtrado foram hidrolisados em H_2SO_4 12 Mol L^{-1} a 100°C na presença de timol 1% (3-hidroxi-4-isopropil tolueno). Após resfriamento, a absorbância foi lida a 490 nm .

A biomassa microbiana de C e N foi determinada pelo método de fumigação e extração descrito por Vance et al. (1987). Foram pesadas duas sub-amostras de solo de 25 g e a umidade ajustada a 60% da capacidade de retenção de água em béquer de vidro, sendo que uma delas foi fumigada com clorofórmio por 24 h e a outra não sofreu fumigação. Após o período de incubação, as amostras foram extraídas com K_2SO_4 0,5 mol L^{-1} e filtradas. O carbono orgânico no extrato das duas alíquotas de solo foi quantificado pela oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e titulação do remanescente com sulfato ferroso amoniacal (Anderson e Ingram, 1993), enquanto que o N da biomassa microbiana foi determinado por destilação a vapor após a digestão sulfúrica de uma alíquota do extrato. A biomassa microbiana de C e N foi estimada com base na diferença entre os teores presentes no extrato da amostra fumigada e não fumigada, utilizando um fator $K_c = 0,33$ para carbono (Vance et al., 1987) e $K_n = 0,68$ para nitrogênio (Brookes et al., 1985).

A estimativa do número mais provável (NMP) de microrganismos oxidantes do amônio (nitritadores) e nitrito (nitratadores) foi realizada de acordo com Saad & Conrad (1993). Dez gramas de solo de cada parcela com umidade natural foram suspensos em 90 mL de solução salina NaCl 0,85% e diluídos serialmente até 10^{-9} . Foram inoculados 500 μ L das diluições 10^{-2} a 10^{-6} em quadruplicata em tubos contendo 4 mL do meio de cultura e incubados em aerobiose por 8 semanas a 28°C no escuro. Os tubos positivos de cada meio de cultura foram revelados com os respectivos reagentes e o número mais provável (NMP) foi calculado com base numa tabela de probabilidade de ocorrência (Woomer, 1994).

A estimativa do NMP de microrganismos desnitrificantes foi realizada de acordo com Tiedje (1982). O procedimento foi idêntico ao realizado para microrganismos nitritadores e nitratadores, com diferença apenas no meio de cultura, inoculado com 250 μ L das diluições 10^{-4} a 10^{-8} , e no fato de que a incubação foi feita em anaerobiose por 14 dias no escuro a 28°C. A ausência de nitrato ou nitrito revelada por uma solução de difenilamina após a incubação indicou os tubos positivos. O procedimento para a estimativa foi o mesmo descrito para nitritadores e nitratadores.

Na avaliação da atividade da desidrogenase (Casida et al., 1964) foi utilizada uma solução 1,5% de cloreto de trifetil tetrazólio (TTC) como substrato, na proporção 1:1 com a amostra de solo. Após incubação a 37°C por 24 h foi realizada extração com metanol e o extrato lido em espectrofotômetro a 485 m. Já a atividade da celulase (EC 3.2.1.4) foi avaliada pela incubação de 10 g da amostra em tampão acetato pH 5,5 na presença de carboximetil celulose 0,7%. Os açúcares redutores (AR) produzidos foram quantificados em espectrofotômetro pelo método do Azul da Prússia (Schinner & von Mersi, 1990).

As atividades da urease (EC 3.5.1.5) e asparaginase (EC 3.5.1.1) foram avaliadas em 1 g da amostra suspensa em 9 mL de tampão (THAM 0,05 mol L⁻¹ a pH 9 para urease e THAM 0,1 mol L⁻¹ a pH 10 para asparaginase) e 1 mL de solução de uréia 0,2 mol L⁻¹ ou L-asparagina 0,5 mol L⁻¹ como substrato, respectivamente (Tabatabai & Bremner, 1972), incubados a 37°C por 2 h. A atividade enzimática foi quantificada pelo amônio liberado na reação, determinado pelo método de destilação a vapor. A atividade da fosfatase ácida (EC 3.1.3.2) foi avaliada com o uso de uma solução de -nitrofenil fosfato (0,05 mol L⁻¹) como substrato (Tabatabai & Bremner, 1969). As amostras foram incubadas com solução

tampão pH 6,5 com 1 mL do substrato e incubadas a 37°C/20 minutos. Após paralisação da reação com CaCl_2 e NaOH, a mistura foi filtrada e o -nitrofenol quantificado por espectrofotômetro a 420 nm.

4.2.8 Teor de N na Planta e Produtividade de Grãos

Para determinação de N no tecido foliar das plantas de milho, foi utilizado o terço médio da primeira folha oposta à primeira espiga de 20 plantas de cada parcela, amostrados na época do florescimento. A nervura central foi retirada, as folhas foram lavadas e secadas em estufa a 60°C e posteriormente moídas. Uma fração do material moído foi submetido à digestão sulfúrica e posteriormente determinado o teor de N pelo método de destilação a vapor. Para a produtividade de grãos, foram coletadas as espigas das plantas das duas fileiras centrais da parcela após a maturação fisiológica, desprezando-se 1 m de bordadura de cada lado.

4.2.9 Análise Estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância e realizada a comparação das médias pelo teste de Tukey, ambos a 5% de significância ($p < 0,05$) dentro de cada época de amostragem, com o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 1999).

4.3 RESULTADOS

A temperatura média diária máxima durante o período do experimento foi de 27,9°C e a mínima de 15,7°C. Os meses de dezembro/2008 e março/2009 apresentaram as maiores temperaturas médias mensais, de 24,3°C, enquanto que junho/2008 foi o mês com menor temperatura média mensal, de 16,6°C (Figura 1). Quanto à pluviosidade, os meses com maior precipitação foram janeiro/2009 e fevereiro/2009, com 279,3 mm e 267,2 mm, respectivamente, enquanto os meses de julho/2008 e abril/2009 apresentaram as menores precipitações mensais, de 24 mm e 41,8 mm, respectivamente. Do início do experimento (primeira aplicação de chorume – Julho 2008) até a primeira amostragem (Agosto 2008), houve uma precipitação de 209,9 mm em um período de 47 dias. Entre agosto/2008 e janeiro/2009 (época da segunda amostragem)

ocorreram mais 530,8 mm de chuva em 140 dias, com predomínio em novembro e janeiro. Já até a terceira amostragem (Maio 2009), houve precipitação de mais 640,4 mm, predominando nos dois primeiros meses de 2009. A evapotranspiração potencial (ETo) variou de 0,59 a 7,47 mm dia⁻¹, sendo que em alguns períodos (24 agosto a 7 setembro; 8 a 22 outubro; 22 novembro a 21 dezembro e 22 março a 12 maio) foi maior que a precipitação pluvial, indicando fluxo ascendente de água no perfil do solo.

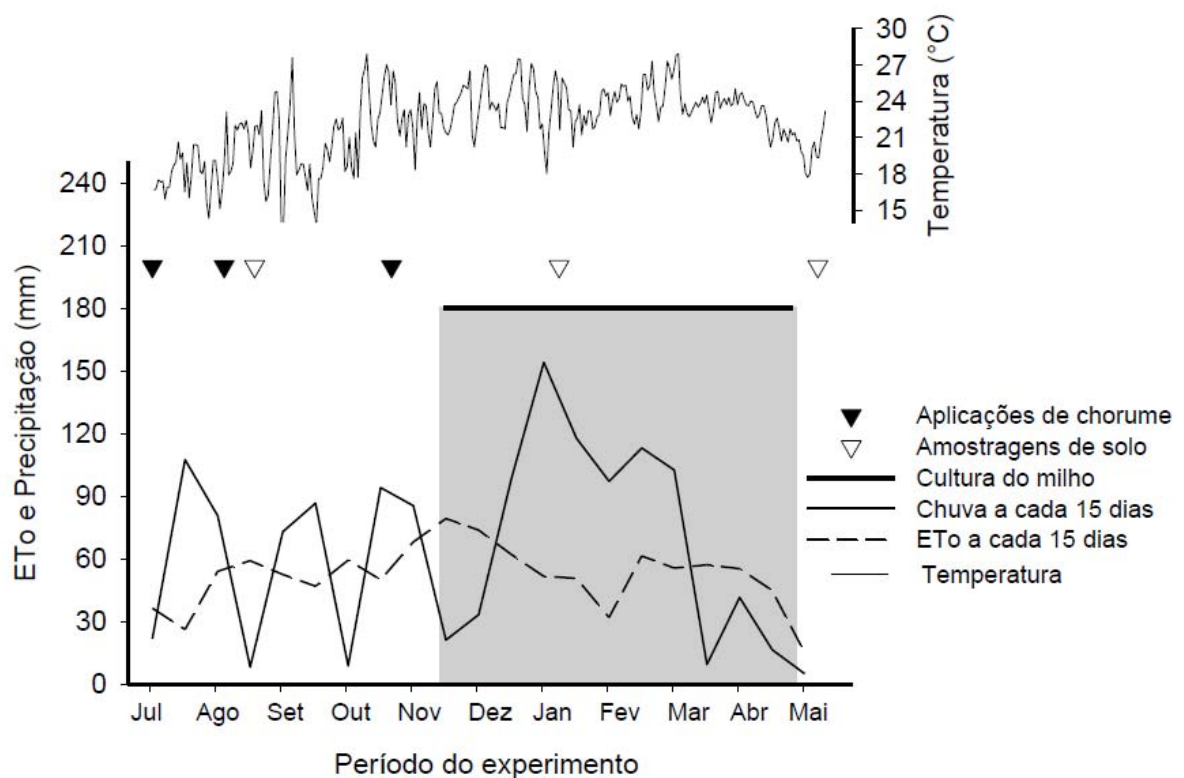


Figura 1 – Representação esquemática dos dados climáticos e eventos ocorridos durante o experimento de 10 julho de 2008 a 12 de maio de 2009. Dados climáticos: IAPAR. ETo = evapotranspiração potencial.

O efeito das doses de chorume sobre o teor de amônio na camada 0-10 cm foi mais evidente na primeira amostragem, mas persistiu ainda na segunda e terceira (Figuras 2A, B e C). Houve aumento do teor de amônio conforme o aumento das doses, enquanto que na camada 10-20 cm esse efeito somente foi significativo na primeira amostragem, em que o tratamento controle (D0) apresentou menores teores que as duas maiores doses. Esse efeito não persistiu nas demais épocas de amostragem e os tratamentos não diferiram entre si.

O teor de nitrato no solo foi influenciado pelos tratamentos em todas as profundidades na primeira e na segunda amostragem, enquanto que na terceira, a aplicação do chorume apresentou efeito somente na camada 0-10 cm (Figuras 2D, E e F). Na primeira e segunda época de amostragem, nas quatro profundidades, houve o mesmo comportamento, em que os teores aumentaram com as doses de chorume. Na segunda amostragem o tratamento agronômico (TA) tendeu a valores mais próximos ao da maior dose na camada 0-10 cm, enquanto que nas camadas sub-superficiais o teor de nitrato em TA diminuiu para valores próximos ao do controle.

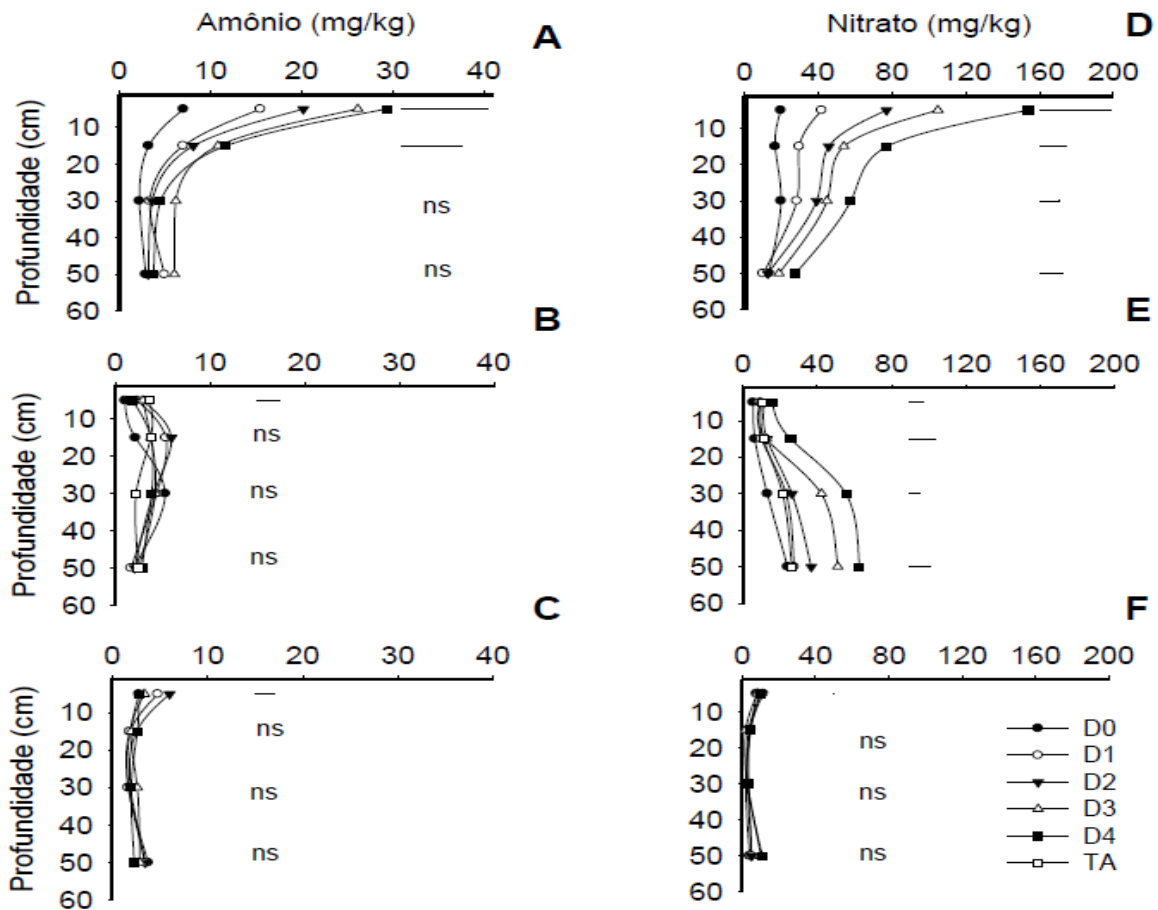


Figura 2 – Efeito das doses de chorume no teor de amônio (A, B e C) e nitrato (D, E e F) na primeira, segunda e terceira amostragem, respectivamente. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume; D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Os teores tanto de amônio quanto de nitrato diminuíram com a profundidade na primeira amostragem. Já na segunda amostragem, os teores de amônio caíram em relação à época anterior, assim como também diminuiu o teor de nitrato, mas este aumentou com a profundidade, enquanto que na terceira amostragem, tanto o amônio quanto o nitrato apresentaram pouca variação ao longo do perfil do solo.

A aplicação do chorume causou alterações transitórias no teor de sódio no solo, pois os valores aumentaram nas camadas superficiais na primeira amostragem, enquanto que na segunda amostragem os efeitos foram observados em todas as profundidades. Na última amostragem, o efeito voltou a ser bastante pronunciado na camada de 0-10 e, embora numa menor amplitude de variação, também foram observados nas duas camadas sub-superficiais (Figura 3). De modo geral, nas três épocas de amostragem o efeito das doses de chorume foi semelhante, aumentando o teor de sódio com o aumento das doses. Na segunda época de amostragem o efeito das doses ainda persistiu, mas nesse caso em todas as profundidades, situação em que o tratamento TA apresentou os menores valores, geralmente próximos aos encontrados no controle. Na terceira amostragem os teores tornaram a aumentar com as doses, notadamente na camada 0-10 cm. Os teores de sódio, na primeira e na terceira amostragem, foram maiores na camada superficial e diminuíram com a profundidade. Na segunda amostragem os valores, em geral, apresentaram pouca variação ao longo do perfil, considerando a mesma dose.

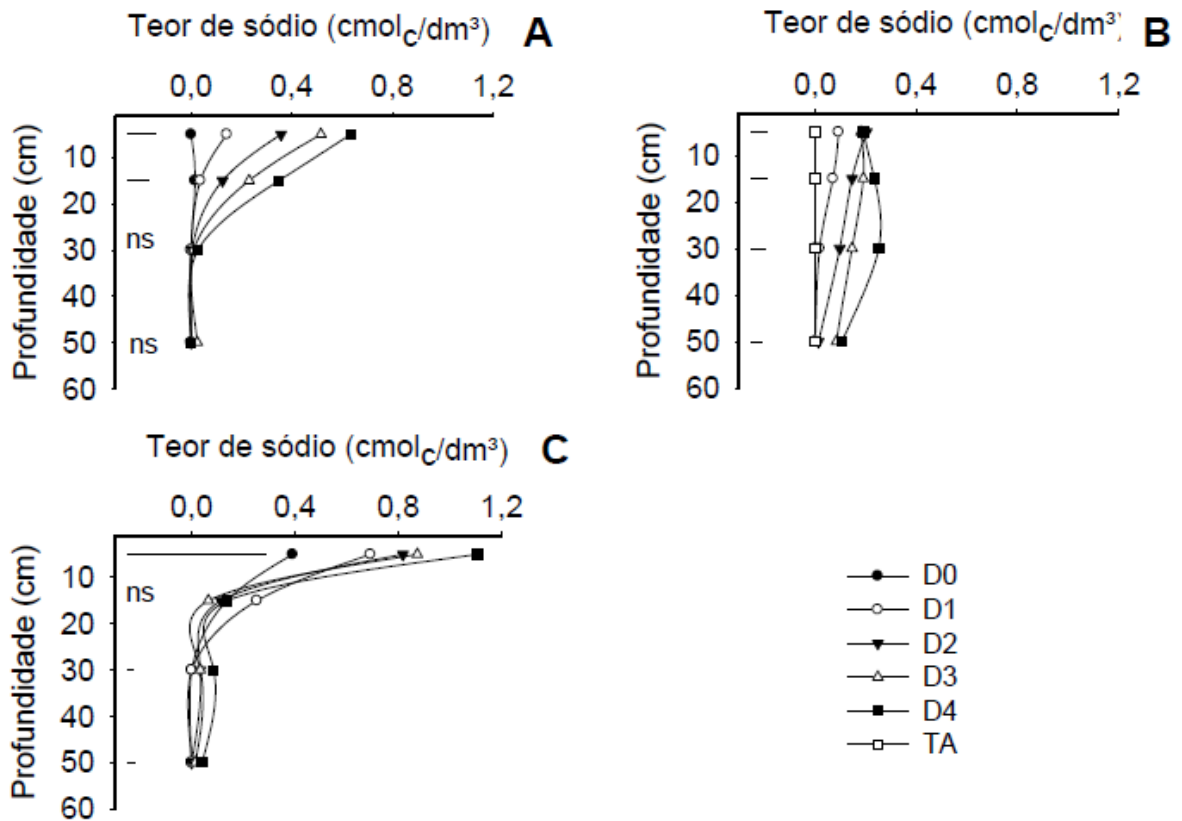


Figura 3 – Efeito das doses de chorume no teor de sódio no solo na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹.

Com a aplicação do chorume também houve um aumento no teor de potássio no solo. Na primeira amostragem o efeito foi observado nas duas primeiras camadas, com aumento dos teores com as doses (Figura 4A). Na segunda amostragem, o efeito das doses de chorume foi o mesmo observado na primeira, mas significativo apenas nas camadas 10-20 cm e 40-60 cm, sendo que o tratamento TA apresentou valores próximos ao controle (Figura 4B). Em relação à terceira amostragem, houve efeito significativo das doses de chorume em todas as profundidades, com aumento dos teores de acordo com o aumento das doses (Figura 4C). Os teores de potássio foram mais elevados nas camadas superficiais e diminuíram com a profundidade em todas as amostragens.

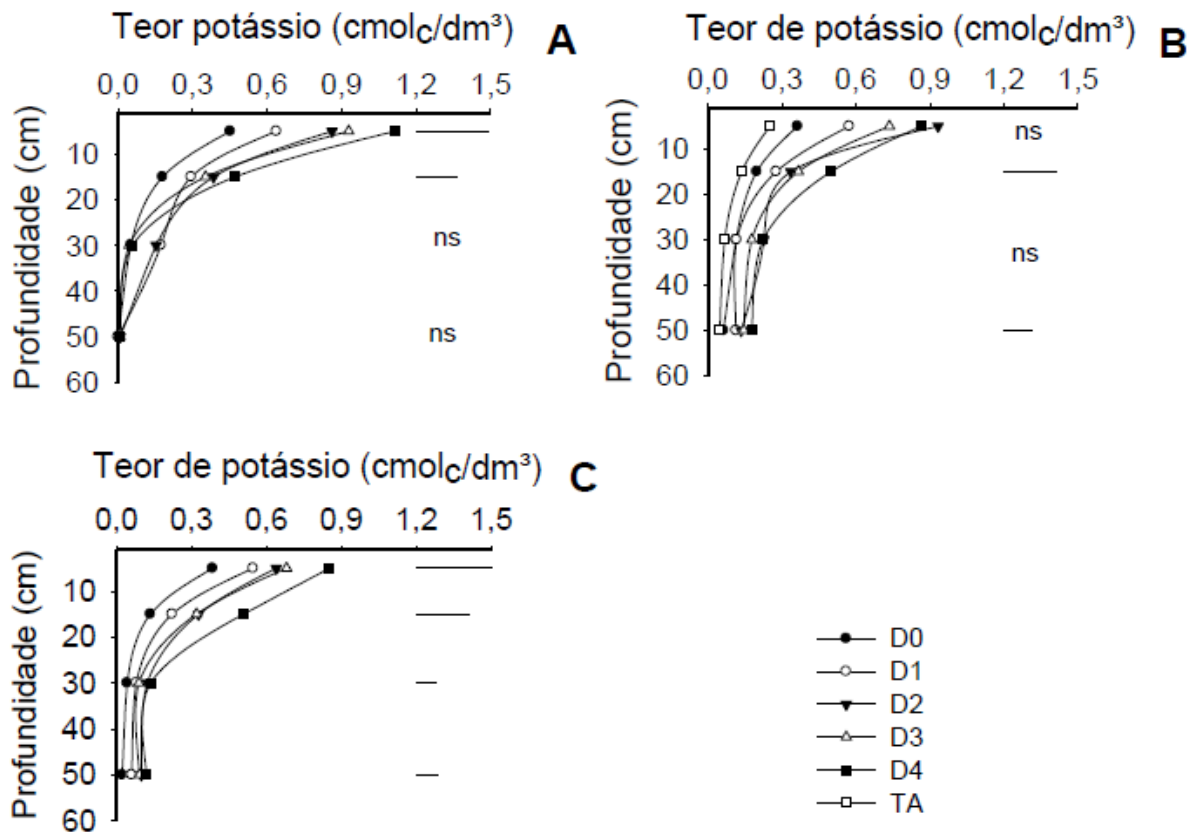


Figura 4 – Efeito das doses de chorume no teor de potássio no solo na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume; D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

A condutividade elétrica também foi alterada com a adição do chorume ao solo. Foi observado efeito significativo em todas as profundidades na primeira amostragem, com maior condutividade elétrica nos tratamentos que receberam as maiores doses de chorume (Figura 5A). Na segunda amostragem, em que foram observados os maiores valores de condutividade elétrica, mesmo no controle, o efeito significativo foi observado somente na profundidade de 20-40 cm, em que a maior condutividade foi encontrada em D4 e a menor em D1, enquanto que TA apresentou valores estatisticamente semelhantes ao controle (Figura 5B). Já na terceira amostragem, embora a variação dos teores tenha sido relativamente menor que nas épocas anteriores, só não houve efeito das doses na camada 0-10 cm, mas os efeitos significativos foram os mesmos observados nas demais amostragens, com a maior dose diferindo estatisticamente do controle e as demais

dosas resultando em valores intermediários de condutividade elétrica no solo (Figura 5C).

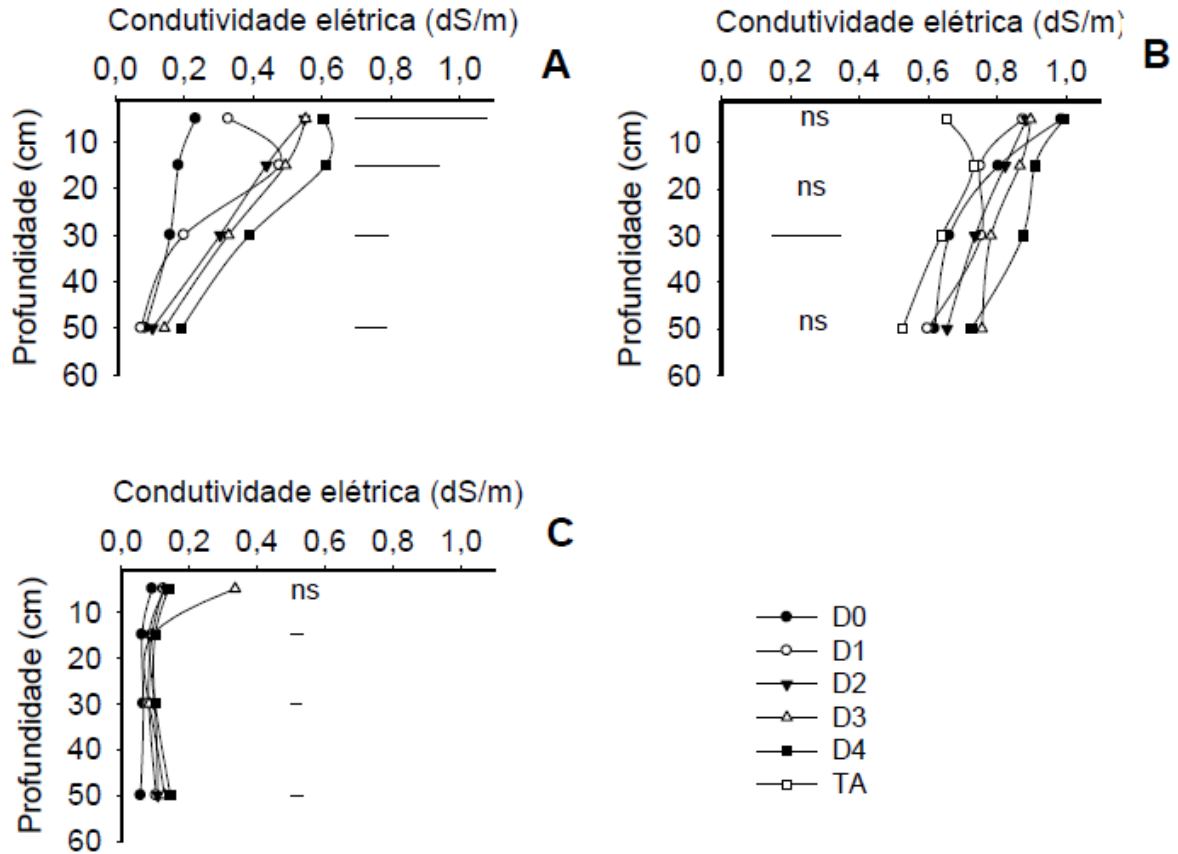


Figura 5 – Efeito das doses de chorume na condutividade elétrica do solo na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume; D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

A argila dispersa em água (ADA) sofreu efeito significativo dos tratamentos na camada 20-40 cm da primeira época de amostragem, em que foi possível verificar uma redução na porcentagem de argila dispersa em D3 e D4, quando comparadas ao controle, que apresentou uma maior dispersão de argila (Figura 6A). Na segunda época de amostragem também houve efeito dos tratamentos, observado na camada 0-10 cm. Neste caso, a maior dispersão de argila foi observada em TA e a menor dispersão em D1, apresentando os demais tratamentos valores intermediários (Figura 6B).

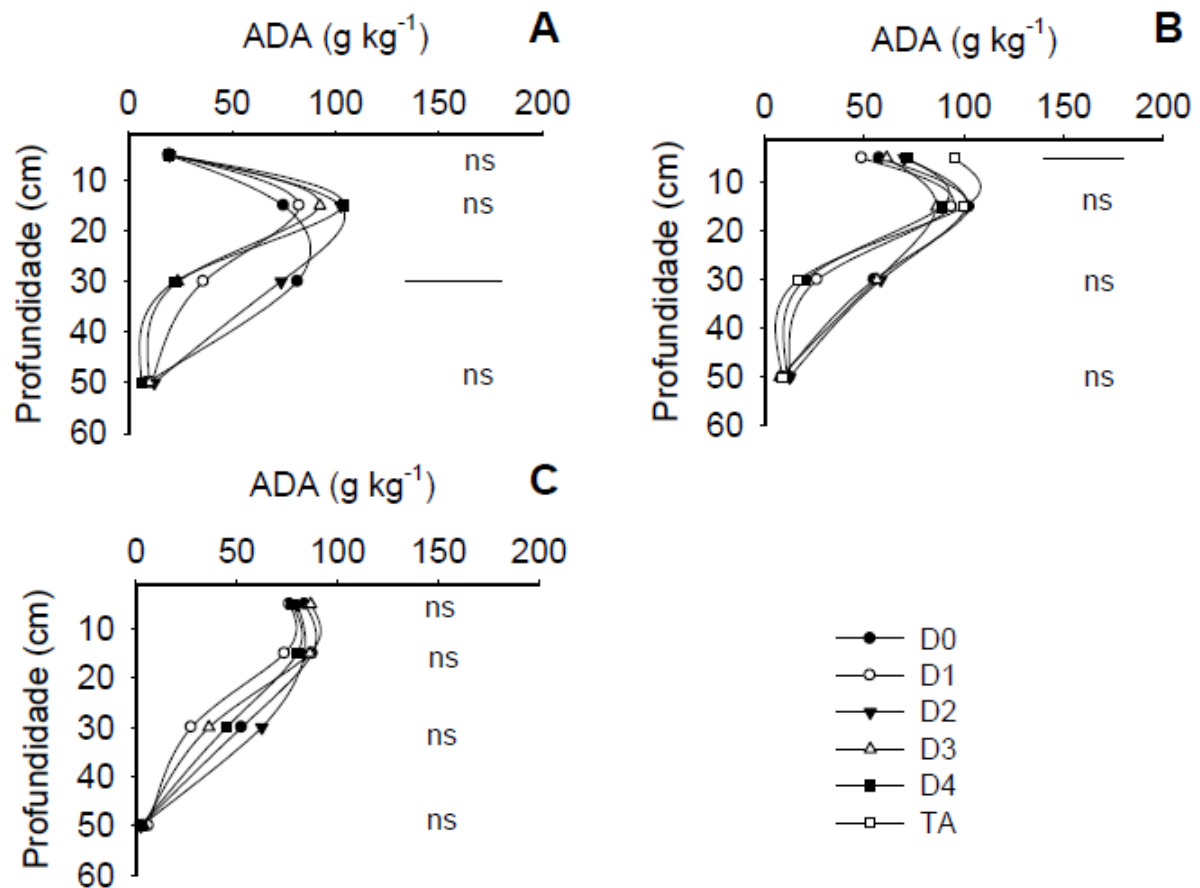


Figura 6 – Efeito das doses de chorume na argila dispersa em água (ADA) na primeira (A), segunda (B) e terceira amostragem (C). Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) em cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume; D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Na terceira amostragem não foi observado efeito das doses de chorume sobre essa variável (Figura 6C). Em todas as épocas de amostragem os maiores valores de argila dispersa foram encontrados na camada 10-20 cm, com teores ligeiramente mais altos que em 0-10 cm e diminuição com a profundidade, chegando a valores próximos a zero a 40-60 cm.

O pH do solo se manteve praticamente inalterado em relação aos tratamentos nas três épocas de amostragem, com exceção das profundidades 10-20 cm e 20-40 cm da primeira época, em que houve leve acidificação com o aumento das doses de chorume, porém este comportamento não se manteve nas demais amostragens (Figura 7A, B e C). Nas três épocas de amostragem observou-se uma diminuição do pH do solo com a profundidade.

O teor de água no solo diferiu apenas na segunda amostragem e nas camadas superficiais (0-10 cm e 10-20 cm) (Figura 7E). Na camada de 0-10 cm observou-se um aumento no teor de água conforme as doses, sendo que o controle (D0), a menor dose (D1) e o tratamento agrônômico (TA) apresentaram os menores teores, não diferindo entre si, sendo o mesmo comportamento observado na camada de 10-20 cm. A umidade aumentou com a profundidade em todas as épocas de amostragem, exceto na terceira, em que a umidade do solo na camada 0-10 cm foi semelhante à encontrada na camada 40-60 cm (Figura 7F).

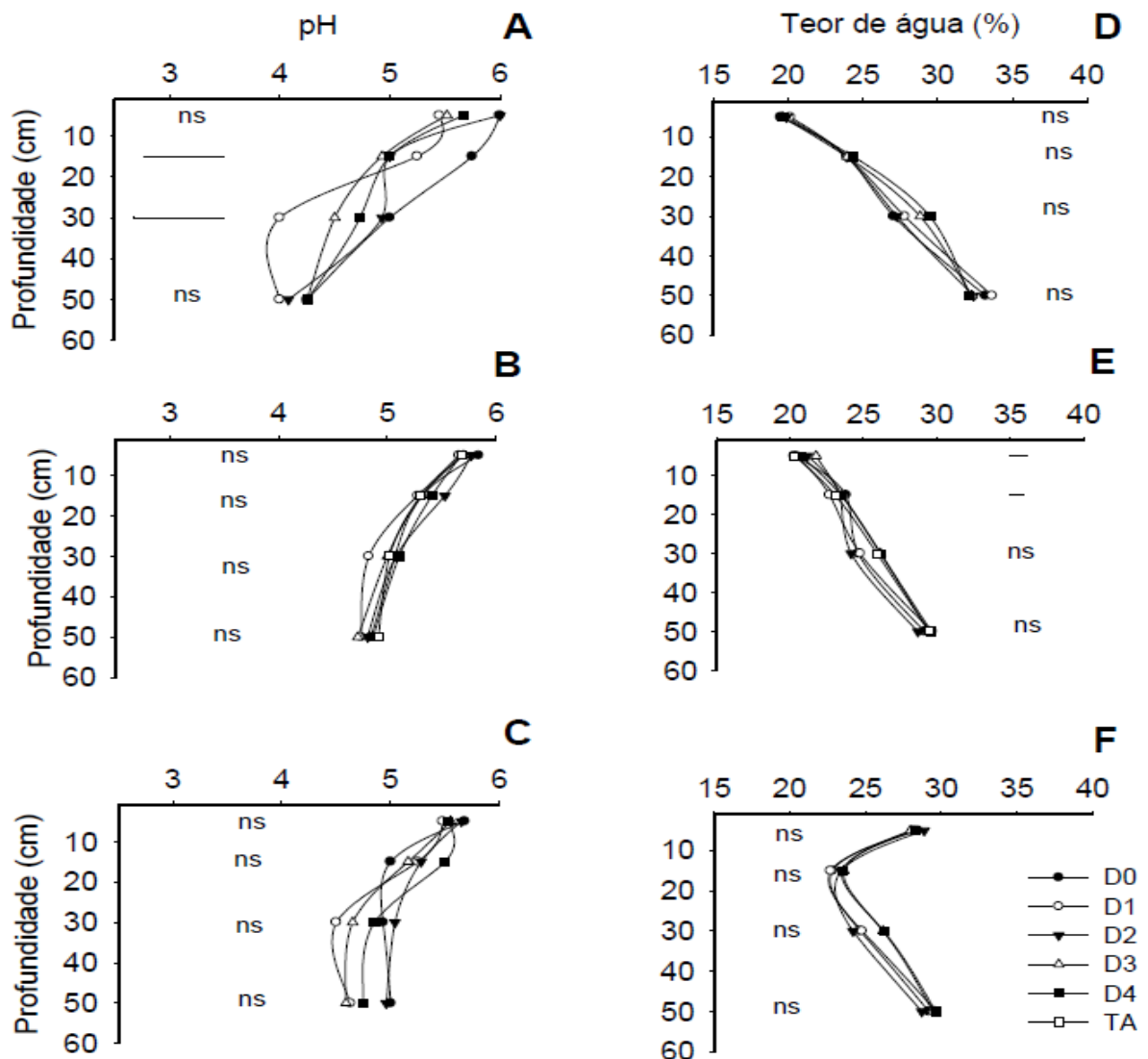


Figura 7 – Efeito das doses de chorume no pH (A, B e C) e teor de água no solo (D, E e F) na primeira, segunda e terceira amostragem, respectivamente. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Tukey, $p < 0,05$) para cada profundidade. ns = não significativo. D0 = sem chorume; D1 = $32,71 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D2 = $65,42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D3 = $98,13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D4 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Não foi observado efeito significativo das doses de chorume nos teores de carbono e nitrogênio total do solo em nenhuma das três épocas de amostragem. O teor de carbono foi de 14,8, 14,1 e 14,6 g kg⁻¹ na primeira, segunda e terceira épocas de amostragem, respectivamente, enquanto que o teor de nitrogênio foi de 1,5, 1,4 e 1,5 g kg⁻¹, respectivamente.

Em relação à taxa de nitrificação, houve efeito significativo das doses de chorume nas duas primeiras amostragens (Figura 8A). Na primeira notou-se uma redução dessa variável com o aumento das doses, sendo que D0 diferiu das demais com o maior valor, enquanto que D2, D3 e D4 apresentam os menores valores, não diferindo entre si. O mesmo comportamento também pôde ser verificado na segunda amostragem, sendo o maior valor encontrado em D0 e o menor em D4. A taxa de nitrificação na segunda amostragem foi maior quando comparada às demais épocas. Na terceira amostragem, não houve efeito significativo dos tratamentos.

Os carboidratos solúveis do solo foram influenciados pelas doses de chorume na primeira e na terceira épocas de amostragem (Figura 8B). Na primeira época houve um aumento da quantidade de carboidratos solúveis no tratamento D1 em relação ao controle. Também foi possível notar um aumento mais evidente nos teores de carboidratos na terceira amostragem, em que o maior valor foi observado em D3. Apesar de não comparados estatisticamente, nota-se um aumento nos teores de carboidratos na terceira amostragem quando comparada às demais.

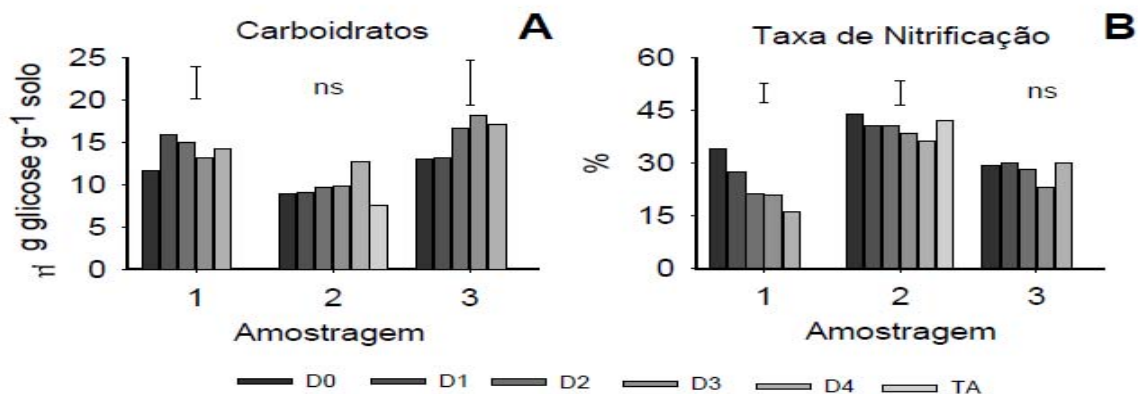


Figura 8 – Efeito das doses de chorume na taxa de nitrificação (A) e teor de carboidratos solúveis em água quente (B). Barras verticais indicam a diferença mínima significativa – dms (Tukey, $p < 0,05$). D0 = sem chorume; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹.

Os microrganismos cultiváveis (nitritadores, nitratadores e desnitrificantes) e a biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio não foram influenciados pelos tratamentos em nenhuma das três épocas de amostragem (Figura 9A). De modo geral não houve grandes variações nas médias dessas variáveis ao longo do tempo, sendo que os maiores valores médios de biomassa microbiana foram encontrados na primeira época de amostragem, com 28,7 e 205,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ de N e C, respectivamente. A média da comunidade de microrganismos nitritadores e nitratadores também foi maior na primeira amostragem, com 5,12 e 6,71 $\log \text{NMP g}^{-1}$, enquanto que os microrganismos desnitrificantes apresentaram maiores valores médios na terceira época de amostragem com 5,14 $\log \text{NMP g}^{-1}$.

As avaliações bioquímicas realizadas a fim de verificar a atividade enzimática no solo também não foram influenciadas pelos tratamentos (Figura 9). A atividade da desidrogenase se manteve praticamente inalterada nas 3 épocas de amostragem, com maior valor (31,8 $\text{g TTF g}^{-1} 24 \text{ h}^{-1}$) na primeira época, sendo o mesmo comportamento observado para a celulase (274,6 g AR g^{-1}). As enzimas urease e asparaginase, relacionadas ao ciclo do nitrogênio, tiveram o comportamento inverso ao longo do tempo, com redução da urease e aumento da asparaginase, com atividade máxima de 85,4 e 50,9 $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. A atividade da fosfatase ácida também foi maior na primeira época de amostragem (624,1 $\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{ h}$), mas notou-se redução da atividade na segunda época de amostragem, voltando a aumentar novamente na terceira época.

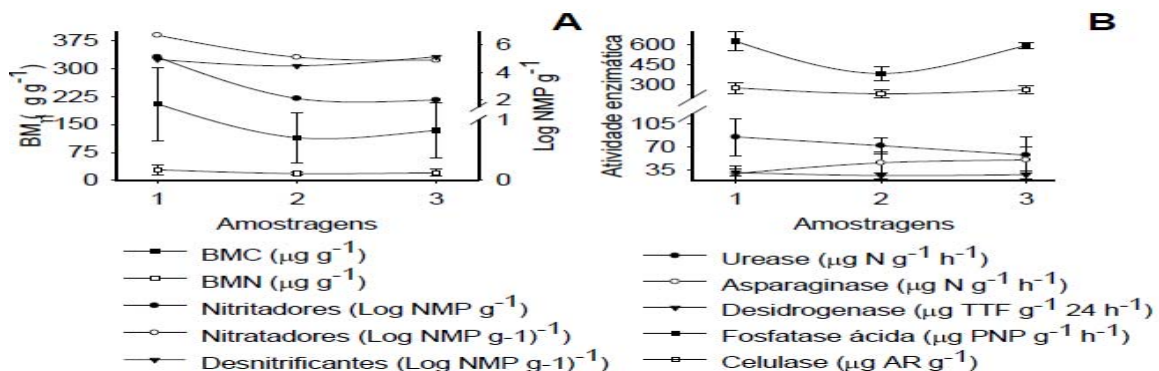


Figura 9 – Efeito das doses de choro em na biomassa microbiana de carbono (BMC) e nitrogênio (BMN), no log do NMP de microrganismos nitritadores, nitratadores e desnitrificantes (A) e na atividade das enzimas urease, asparaginase, desidrogenase, fosfatase ácida e celulase (B). Barras verticais indicam o desvio padrão. BM = biomassa microbiana; TFF = trifenílformazan; PNP = p-nitrofenol; AR = açúcares redutores.

O teor de N no tecido foliar das plantas de milho cultivadas na área após três aplicações do chorume não foi influenciado pelas doses, apresentando uma média geral de $33,73 \text{ g kg}^{-1}$ de N. A produtividade de grãos da cultura de milho também não foi influenciada pelas doses de chorume e nem pela adição de N mineral na forma de uréia no tratamento TA quando comparados ao controle, sendo a média de 6700 kg ha^{-1} .

4.4 DISCUSSÃO

O teor de amônio no solo na primeira amostragem apresentou o comportamento esperado, haja vista que o chorume possui alta concentração de N predominantemente na forma amoniacal, o que resultou em aumento dos teores no solo com as doses. Em relação à segunda e terceira amostragem, a redução do teor de amônio no solo pode ter sido em decorrência das perdas de N, tanto pelo processo de volatilização, quanto pela conversão do amônio a nitrato e também ao processo de lixiviação. Boeira et al. (2002) também observaram aumento nos teores de amônio logo após o início da incubação do solo com lodo de esgoto, sendo este um efeito transitório, devido principalmente à conversão do amônio a nitrato. Os menores teores de amônio na segunda amostragem também podem estar relacionados com a presença de plantas de milho que contribuem para imobilizar o nutriente na sua biomassa. Além disso, o efeito rizosférico das plantas aumenta a atividade dos microrganismos (Foth, 1990), podendo favorecer o processo de nitrificação, o que é corroborado pela maior taxa de nitrificação observada na segunda amostragem. Devido a sua carga positiva, o íon amônio tem menor mobilidade para deslocar pelo perfil do solo, por isso o efeito das doses é notável apenas nas camadas superficiais (Jackson et al., 2008).

O aumento nos teores de nitrato na primeira época de amostragem também foi devido ao fornecimento de N amoniacal via chorume. Sabe-se que o N não permanece no solo na forma de amônio por muito tempo. Esse N amoniacal pode sofrer perdas por volatilização ou ainda, ser rapidamente oxidado a nitrato por microrganismos quimiolitotróficos ou nitrificação química (Stevenson & Cole, 1999). Zhou et al. (2009) também observaram aumento nos teores de nitrato após a primeira aplicação de resíduo sólido bovino em áreas de cultivo arroz, atribuindo esse aumento à maior nitrificação ocorrida no período. Ojeda et al. (2006) notaram o

mesmo comportamento do N no solo, com decréscimo progressivo do amônio enquanto há aumento do nitrato quando do uso de lodo de esgoto. O acúmulo de N na forma nítrica no solo não é desejável, pois como o solo possui predominância de cargas negativas, esse ânion fica livre na solução, podendo assim ser facilmente lixiviado, principalmente quando a precipitação pluvial possibilita o deslocamento de água no perfil (Dydia et al., 2006). Dessa forma, as taxas de aplicação de resíduos devem ser calculadas com base na capacidade de absorção de N pelas culturas para que esse seja imobilizado na biomassa da planta e não fique sujeito a perdas. Esse efeito da lixiviação do nitrato foi mais evidente na segunda época de amostragem, quando os teores diminuíram nas camadas superficiais e aumentam nas camadas mais profundas.

Os aumentos nos teores de sódio, potássio e da condutividade elétrica no solo com o aumento das doses de chorume mostram um efeito nas propriedades químicas do solo, mas que não influenciou ou pouco influenciou as propriedades microbiológicas. Dependendo das concentrações de sódio e potássio no solo pode haver dispersão de argila, mas nesse experimento esse efeito não foi notado, mesmo nas maiores doses de chorume aplicadas três vezes no período de estudo. Apesar de o potássio também ter potencial para dispersar argila, ele é um nutriente essencial no desenvolvimento das plantas, sendo o segundo mais absorvido, após o nitrogênio (Marschner, 1995). A dispersão de argila é um fator que envolve não somente o aumento da concentração de determinados cátions no solo, mas também depende de outros fatores como perturbações no solo e teor de matéria orgânica, incluindo os carboidratos solúveis que contribuem para a não dispersão de argila (Ball et al., 1996; Ghani et al., 2003). A influência do sódio na dispersão de argila está relacionada a diversas características do solo, tais como a interação com outros cátions, como cálcio e magnésio e também com o pH, sendo maior a dispersão de argilas quanto mais alto o pH (Leal et al., 2009). Assim, pode-se observar que à medida em que o pH diminuiu com a profundidade de amostragem, a quantidade de argila dispersa também diminuiu. Porém, devido ao conhecimento de problemas envolvendo estes cátions na dispersão de argilas, deve-se observar o efeito da aplicação em longo prazo, a fim de evitar danos na estrutura do solo, prejudicando assim o sistema solo-planta.

Em trabalho utilizando efluente de esgoto tratado e água de abastecimento, notou-se aumento de três vezes no teor de sódio com a irrigação

com efluente de esgoto tratado, indicando sodificação, apesar de não ter ocorrido percolação da solução no solo por se tratar de um experimento em vasos (Lucena et al., 2006). Em trabalho de Leal et al. (2009), utilizando efluente de esgoto tratado em cana de açúcar, os autores notaram um aumento nos teores de sódio (de 0,09 para 0,46 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) após um período de 16 meses de irrigações contínuas com o efluente. Essa alteração foi suficiente para elevar a dispersão de argila de 3% para 6% ao final do período. No presente trabalho também notou-se um aumento nos teores de sódio com as doses de chorume, assim como maior dispersão de argila na segunda e terceira amostragem. Porém, essa dispersão de argila também foi observada no tratamento controle, o que provavelmente se deveu ao revolvimento do solo durante o preparo para a semeadura do milho. Já no trabalho realizado por Gros et al. (2006) utilizando chorume oriundo de aterro municipal, houve aumento na porcentagem de sódio trocável no solo que persistiu por até 15 meses após a aplicação do chorume.

O aumento do teor de sódio na superfície do solo, principalmente na terceira amostragem, está relacionado com a predominância de evapotranspiração potencial sobre a precipitação pluvial no período. Quando a precipitação é maior que a evapotranspiração, o fluxo de água é descendente, fazendo com que o sódio sofra lixiviação no perfil do solo. Já quando a evapotranspiração é maior do que a precipitação, como ocorreu no período que precedeu a terceira amostragem, o fluxo de água no solo é ascendente, o que vai acarretar em um acúmulo do cátion na superfície. O oposto foi notado na segunda amostragem, em que o teor de sódio diminuiu na superfície e aumentou nas camadas mais profundas, o que coincidiu com a maior precipitação e menor evapotranspiração observadas no período. Na primeira amostragem, apesar de também ter ocorrido maior evapotranspiração, o maior teor de sódio na superfície pode estar mais relacionado à proximidade da amostragem em relação à época de aplicação do chorume. Glenn et al. (2009) também notaram aumento no teor de sódio na superfície do solo ao utilizarem água resíduária rica em sódio e mantendo a irrigação abaixo ou igual à evapotranspiração.

A adição de resíduos contendo carbono e nitrogênio pode aumentar os teores totais desses elementos no solo, dependendo do seu teor no resíduo e da quantidade e da frequência de aplicação do resíduo ao solo. Nesse trabalho, entretanto, os teores totais de C e N no solo não foram influenciados pelos

tratamentos. O nitrogênio pode sofrer perdas, tais como a volatilização de amônia e a lixiviação de nitrato no perfil, fatores que lhe conferem alta dinâmica e contribuem para a não manutenção deste no solo. Konrad & Castilhos (2002) observaram acréscimo no teor de nitrogênio total do solo nas maiores doses de lodo de curtume, quando comparado com a testemunha e o tratamento com adubação mineral, porém deve-se levar em consideração o maior teor de N no lodo de curtume em relação ao chorume utilizado no presente trabalho.

Assim como para o N total, também não foi observado efeito das doses de chorume sobre o teor de C orgânico no solo. O carbono presente no chorume, devido ao tempo de operação de mais de 30 anos do aterro, predomina na forma de ácidos húmicos e fúlvicos que são recalcitrantes à ação microbiana (Kulikowska & Klimiuk, 2008). Sendo assim, poderia se esperar um incremento no teor de carbono no solo, porém este efeito não foi notado, provavelmente devido ao relativamente baixo teor encontrado no chorume, o que resultaria em um aporte 72 kg ha^{-1} de C na maior dose, considerando o total fornecido pelas três aplicações. Sendo assim, um eventual efeito nos teores de C orgânico do solo pela aplicação de chorume seria um processo lento, dependente da frequência de aplicação das doses, sendo necessário um período maior de estudos para observar efeitos nessa variável. Bertoga et al. (2009) notaram incremento do carbono orgânico no solo após aplicação de esterco e chorume bovino em relação ao tratamento com adubação com uréia, após 1 e 4 anos da aplicação, sendo o efeito mais evidente no quarto ano, principalmente em relação ao chorume bovino. Há que se ressaltar, entretanto, que o aporte de C foi maior que o observado nesse experimento.

Alguns processos realizados por microrganismos no solo também podem ser úteis para avaliar os efeitos das ações antrópicas sobre determinadas funções do solo. Neste caso, a taxa de nitrificação, processo no qual há oxidação do nitrogênio amoniacal para nítrico pode ser um bom indicador de atividade microbiana relacionada à dinâmica do N no solo. A taxa de nitrificação indica o potencial de conversão do amônio a nitrato no solo (Schuster & Schroder 1990). Apesar de a aplicação do chorume não ter causado efeito na comunidade de microrganismos nitritadores e nitratadores, houve efeito das doses nesse processo. Sabe-se que a nitrificação pode ocorrer não apenas pela nitrificação autotrófica, mas também por processos químicos (Stevenson & Cole, 1999). Isso quer dizer que parte do N que foi nitrificado pode não ter sido originado da ação dos microrganismos nitrificadores

quimiorganotróficos, que por sua vez não foram influenciados pelas doses de chorume. Houve redução da taxa de nitrificação com o aumento das doses de chorume nas duas primeiras épocas de amostragem. Entretanto, esse resultado precisa ser interpretado com cautela em solos que receberam resíduos contendo altas concentrações de N. Essa diminuição na taxa não significa que a quantidade total de N amoniacal convertido a nitrato foi menor, pois se trata de um valor relativo entre o teor de amônio e nitrato no solo no início e no final da incubação. Isso infere que a velocidade de conversão de amônio a nitrato diminuiu à medida que se aumentou a dose de chorume e com ela, os teores de amônio no solo. Além disso, sabe-se que o aumento dos teores de amônio no solo pode inibir a nitrificação, uma vez que há conversão do amônio em amônia em condições de pH mais elevado e o excesso desta forma de N é limitante às bactérias nitrificadoras. Além disso, a redução do pH, aumento da salinidade e valores extremos de temperatura são fatores que também levam à inibição da nitrificação (Stevenson & Cole, 1999). Nesse caso, o resíduo apresenta alto teor de amônio e sódio, que são fatores que podem inibir este processo, como observado pela redução da taxa de nitrificação com as doses. A maior taxa de nitrificação observada na segunda amostragem pode ser decorrente da presença de plantas, já que foi realizada na época de florescimento do milho (Jackson et al., 2008), a qual pode estimular o processo pelo efeito rizosférico (Foth, 1990).

O teor de carboidratos solúveis no solo sofreu alteração na primeira e na terceira amostragem, o que pode estar relacionado, no caso da terceira amostragem, com o final do ciclo da cultura de milho, momento em que há decomposição da palhada, ocorrendo liberação de compostos orgânicos mais simples. Os carboidratos constituem uma fração lábil da matéria orgânica, que podem representar de 5 a 25% do seu total, estando assim relacionados à atividade metabólica microbiana e às condições físicas do solo, como a estabilidade de agregados (Safarik & Santruckova, 1992; Ghani et al., 2003; Martin et al., 2009).

A biomassa microbiana representa a fração viva do carbono e nutrientes do solo e pode ser um sensível indicador de qualidade do solo, medindo o impacto que as ações antrópicas causam no ambiente, como por exemplo, a conversão de sistemas florestais para campos agrícolas e o impacto de diferentes formas de uso e manejo do solo (Monokrousos et al., 2006; Xue et al., 2006) ou a disposição de resíduos no solo (Tejada & Gonzalez, 2007). No presente trabalho, a

aplicação do chorume não influenciou nesse bioindicador. Este resíduo apresenta baixos teores de compostos de baixo peso molecular (Kulikowska & Klimiuk, 2008), ou seja, baixos teores de carbono orgânico de fácil assimilação e uma maior quantidade de compostos orgânicos recalcitrantes estabilizados na forma de ácidos húmicos e fúlvicos. Sendo assim, há pouco carbono prontamente disponível para estimular a comunidade microbiana, o que não contribuiu para um incremento na biomassa (Tejada & Gonzales, 2007). Esse não efeito nas variáveis microbiológicas do solo que recebeu chorume pode ter um aspecto positivo, indicando que esse efluente que apresenta grande potencial poluidor quando atinge corpos aquáticos, aparentemente não traz consequências maiores para a comunidade microbiana do solo dentro das doses em que foi aplicado. Entretanto, há que se considerar o potencial de perda de N na forma de nitrato no perfil, principalmente quando não há plantas para imobilizar esse nitrogênio fornecido via chorume. Outra preocupação é quanto aos teores de sódio, que ao longo do tempo podem se acumular e causar problemas de dispersão de argila, por isso é importante a avaliação dessas variáveis para o monitoramento das áreas que eventualmente recebam chorume.

A atividade enzimática pode ser utilizada como um índice da diversidade funcional da microbiota do solo, uma vez que está envolvida em diversos processos metabólicos e é um sensível indicador de mudanças no ambiente (Nannipieri et al., 2002). Nesse trabalho, não houve efeito das doses de chorume sobre a atividade das enzimas avaliadas, mesmo as relacionadas ao ciclo do nitrogênio. Segundo Nayak et al. (2007) enzimas envolvidas na mineralização de nutrientes a partir de compostos orgânicos podem ou não ter suas atividades alteradas pelo manejo do solo. Além disso, por se tratar de um composto derivado da lixiviação de resíduos sólidos que já passou por um processo de decomposição biológica, a maior parte dos constituintes desse resíduo pode estar em formas recalcitrantes que não têm potencial para influenciar a comunidade microbiana e a atividade enzimática do solo. Essa observação sugere que a aplicação do chorume ao solo não causou efeitos deletérios aos indicadores biológicos e bioquímicos avaliados e, portanto, não tem, ao menos em curto prazo, potencial de causar prejuízos às funções biológicas e bioquímicas do solo estudado. Entretanto, é importante continuar essas avaliações por maiores períodos para monitorar um possível efeito de longo prazo da adição do chorume ao solo.

Em trabalho realizado por Tejada & Gonzales (2007) utilizando resíduo de algodão, lodo de esgoto e vinhaça de beterraba, foram observadas alterações nas características bioquímicas e microbiológicas do solo que recebeu os diferentes resíduos em relação ao tratamento controle. Houve incremento de biomassa microbiana e também da atividade enzimática que foram atribuídas ao material orgânico facilmente assimilável que estimulou a biomassa microbiana e, com isso, também na atividade enzimática. Quando da utilização da vinhaça, os autores notaram uma redução na biomassa microbiana e na atividade de algumas enzimas, atribuindo esse fato ao aumento da condutividade elétrica devido ao maior teor de sódio da vinhaça.

Apesar da sensibilidade de parâmetros microbiológicos em detectarem alterações no solo decorrentes da atividade humana, tal como diferentes formas de uso do solo (Monokrousos et al., 2006; Acosta-Martinez et al., 2007), em determinados casos a avaliação de propriedades químicas do solo podem auxiliar na interpretação dos efeitos da adição de resíduos ao solo. Dependendo dos parâmetros analisados e da natureza e características do resíduo utilizado, estas podem apresentar uma resposta tão rápida quanto os parâmetros microbiológicos, como é o caso da disponibilidade de N mineral, condutividade elétrica e teores de sódio e potássio, como no caso de áreas que receberam chorume de aterro. Em avaliações de impacto ambiental relativo ao uso de resíduos, a associação de características químicas, físicas e microbiológicas é uma boa alternativa para melhor compreensão do impacto causado pela adoção desta prática.

No presente trabalho, o não efeito na produtividade de grãos e nem nos teores foliares de N com o aumento das doses de chorume pode ser devido a dois fatores, o estresse hídrico, observado no início do desenvolvimento da cultura de milho, o que diminuiu a densidade de plantas, e no final do período de enchimento de grãos, prejudicando a produtividade. Além disso, a fertilidade natural do solo pode ter mascarado o efeito dos tratamentos, visto que a área tem um histórico de culturas anuais e conseqüente efeito residual das adubações utilizadas. A produtividade média de grãos foi da ordem de 6700 kg ha^{-1} , sendo que a média no Estado do Paraná na mesma safra foi de 5140 kg ha^{-1} (Brasil, 2009). Porém deve-se ressaltar que foi utilizado um híbrido de alto potencial produtivo que pode alcançar 12000 kg ha^{-1} . Deve-se levar em consideração também que na safra 2008/09 o Paraná foi um dos Estados mais atingidos por deficiência hídrica no período de

enchimento de grãos, o que ocasionou uma queda de 27,2% na produtividade de milho em comparação à safra anterior (Brasil, 2009). Essas adversidades climáticas podem ter restringido a expressão do potencial produtivo da cultura e conseqüentemente não foram observados efeitos das doses de N fornecidas à cultura via chorume ou mesmo no tratamento que recebeu N na forma de uréia. Konrad & Castilhos (2002) não observaram diferença na produtividade do milho quando da aplicação de doses de lodo de curtume, comparadas com o tratamento onde foi realizada adubação nitrogenada na forma de uréia, mas estes diferiram da testemunha.

CONCLUSÕES

A aplicação de chorume de aterro sanitário causou aumento nos teores de amônio, nitrato, sódio, potássio e na condutividade elétrica do solo.

De modo geral, os indicadores microbiológicos não foram influenciados pela aplicação do resíduo, tendo havido apenas efeito na taxa de nitrificação e no teor de carboidratos solúveis do solo, sugerindo um baixo efeito da adição do chorume nas propriedades biológicas e bioquímicas do solo em curto prazo.

REFERÊNCIAS

- ACOSTA-MARTINEZ, V.; MIKHA, M.M.; VIGIL, M.F. Microbial communities and enzyme activities in soil under alternative crop rotations compared to wheat-fallow for the Central Great Plains. **Applied Soil Ecology**. v. 37, p. 41-52, 2007.
- ALBRITTON, D.; DERWENT, R.; ISAKSEN, I.; LAL, M. WUEBBLES, D. Radioactive forcing of climate change. In: HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.J.; XIAOSU, D. (eds). **Climate change 1995. The science of climate change**. New York: Cambridge University Press, p.118-131, 1996.
- ALCÂNTARA, M.A.K.; AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O.A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 42, n. 4, p.547-555, 2007.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 20.ed. Washington, 1999, 1220 p.
- ANDERSON, J.M.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB international, 1993, 171p.
- BALL, B.C., CHESHIRE, M.V., ROBERTSON, E.A.G., HUNTER, E.A. Carbohydrate composition in relation to structural stability, compactibility and plasticity of two soils in a long-term experiment. **Soil and Tillage Research** v. 39, p. 1647-1653, 1996.
- BERTOGA, C., ZAVATTARO, L., SACCO, D., MONACO, S., GRIGNARI, C. Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems. **European Journal of Agronomy**. v. 30, p. 177-186, 2009.
- BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.
- BOWEN, S.R.; GREGORICH, E.G.; HOPKINS, D.W. Biochemical properties and biodegradation of dissolved organic matter from soils. **Biology Fertility of Soils**. v. 45, p. 733-745, 2009.
- BRASIL. Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira: grãos, décimo segundo levantamento. Brasília: Companhia Nacional de Abastecimento. 39p. 2009.
- BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. Nitrogen-total. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (eds.). **Methods of soil analysis**, part 2: Chemical and microbiological properties. Madison: American Society of Agronomy, p. 595-624.1982.
- BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.17, p.837-842, 1985.

CASIDA Jr., L.E., KLEIN, D.A., SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science** 98:371-376, 1964.

DYNIA, J.F.; SOUZA, M.D.; BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 41, n. 5, p. 855-862. 2006.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de Levantamento e Classificação de Solos. 1997. 212 p.

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

FERREIRA, D.F. Programa SISVAR versão 4.6 (Build 62). Disponível em <http://www.dex.ufla.br/~danielff/software.htm>. Acessado em 15 janeiro de 2007.

FOTH, H.D. **Fundamentals of soil science**. 8ª ed. Michigan State University 382 p. 1990.

GHANI, A.; DEXTER, M.; PERROTT, K.W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 35, p. 1231-1243, 2003.

GLENN, E.P.; MCKEON, C.; GERHART, V.; NAGLER, P.L.; JORDAN, F.; ARTIOLA, J. Deficit irrigation of a landscape halophyte for reuse of saline waste water in a desert city. **Landscape and Urban Planning**. v. 89, p. 57-64, 2009.

GONZALEZ, C.E.A.; GIL, E.; FERNÁNDEZ-FÁLCON, M.; HERNÁNDEZ, M.M. Water leachates of nitrate nitrogen and cations from poultry manure added to an Alfisol Udalf Soil. **Water Soil Pollut**. v. 202, p. 273-288, 2009.

GROS, R.; POULENARD, J.; MONROZIER, L.J.; FAIVRE, P. Soil physico-chemical changes following application of municipal solid waste leachates to Grassland. **Water, Air and Soil Pollution**. v. 169, p. 81-100, 2006.

HAMADA, J. Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. Rio de Janeiro. In: **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, 1999.

HATCH, D.J.; LOVELL, R.D.; ANTIL, R.S.; JARVIS, S.C.; OWEN, P.M. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. **Biology and Fertility of Soils**, v.30, p.288-293, 2000.

JACKSON, L.E.; BURGER, M.; CAVAGNARO, T.R. Roots, nitrogen transformations, and ecosystem services. **Annual Review of Plant Biology**. v. 59, p. 341-363, 2008.

KEENEY, D.R., NELSON, D.W. Nitrogen inorganic forms. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (ed.) **Methods of Soil Analysis**, Part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy – Soil Sci. Soc. Am., Madison, p. 643-698. 1982.

KONRAD, E.E.; CASTILHOS, D.D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrente da adição do lodo de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.257- 265, 2002.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 5981-5985, 2008.

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

LUCENA, A.M.A.; GUERRA, H.O.C.; CHAVES, L.H.G.; COSTA, F.X. Análise de um efluente de esgoto tratado e seu efeito em propriedades químicas de um neossolo quartzênico. **Revista Caatinga**. v. 19, n. 4, p.409-414, 2006.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2ª ed. London: Academic Press, 889p. 1995.

MARTIN, A.; DÍAZ-RAVINA, M.; CARBALLAS, T. Evolution of composition and content of soil carbohydrates following forest wildfires. **Biology Fertility of Soils**. v. 45, p. 511-520, 2009.

MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A.; CARDOSO, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.

MONOKROUSOS, N.; PAPTAEODOROU, E.M.; DIAMANTOPOULOS, J.D.; STAMOU, G.P. Soil quality variables in organically and conventionally cultivated field sites. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 38, p. 1282-1289, 2006.

NANNIPIERI, P., KANDELER, E., RUGGIERO, P., 2002. Enzyme activities and microbial and biochemical processes in soil. In: Burns, R.G., Dick, R.P. (Eds.), **Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications**. Marcel Dekker, New York, pp. 1–33.

NAYAK, D.R.; BABU, Y.J.; ADHYA, T.K. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aeris Endoaquept planted to rice under flooded condition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, p.1897-1906, 2007.

NOBILE, F.O.; GALBIATTI, J.A.; FERREIRA, M.M.; ANDRIÃO, M.A.; MURAISHI, R.I.; RIBEIRO, A.G. Effects of the use of bauxite mining residues on micronutrient and sodium levels in sugarcane. **HOLOS Environment**. v. 8, n. 1, p. 18, 2008.

NOGUEIRA, M.A.; ALBINO, U.B.; BRANDÃO-JÚNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M.F.; DIAS, B.A.; DUARTE, R.T.D.; GIOPPO, N.M.R.; MENNA, P.; ORLANDI, J.M.; RAIMAN, M.P.; RAMPAZO, L.G.L.; SANTOS, M.A.; SILVA, M.E.Z.; VIEIRA, F.P.; TOREZAN, J.M.D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v.115, p. 237-247, 2006.

OJEDA, G.; TERRASÓN, D.; ORTIZ, O.; ALCANIZ, J.M. Nitrogen losses in runoff Waters from a loamy soil treated with sewage sludge. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 117, p. 49-56, 2006.

PAVAN, M.A., BLOCH, M.F., ZEMPULSKI, H.C., MIYAZAWA, M., ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992, 40 p. (Circular técnica, 76).

SAAD, O.A.L.O.; CONRAD, R. Temperature dependence of nitrification, denitrification, and turnover of nitric oxide in different soils. **Biology and Fertility of Soils**, 15: 21-27, 1993.

SAFANIK, I.; SANTRUCKOVA, H. Direct determination of total soil carbohydrate content. **Plant and Soil**. v. 143, p. 109-114, 1992.

SCHINNER, F., von MERSI, W. Xylanase-, CM-cellulase and invertase activity in soil: an improved method. **Soil Biology & Biochemistry** 22:511-515, 1990.

SCHUSTER, E., SCHRODER, D. Side effects of sequentially-applied pesticides on target soil microorganisms: field experiments. **Soil Biology and Biochemistry**. 22:67-373, 1990.

STEVENSON, F.J., COLE, M.A. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients**. 2^a ed. Willey: New York. 427p. 1999.

TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M. Use of p-nitrofenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology & Biochemistry** 1:301-307, 1969.

TABATABAI, M.A., BREMNER, J.M. Assay of urease activity in soil. **Soil Biology & Biochemistry** 4:479-487, 1972.

TEJADA, M. & GONZALEZ, J.L. Application of different organic wastes on soil properties and wheat yield. **Agronomy Journal**. v. 99, p. 1597-1606, 2007.

TIEDJE, J. M. Denitrification. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. pt. 2: Chemical and microbiological properties, p. 1011-1026. (Agronomy. A Series of Monographs, 9).

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C. JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.703-707, 1987.

ZANTA, V.M.; Rarinho, M.J.M.R; Lange, L.C.; Pessin, N. Resíduos sólidos, saúde e meio ambiente: impactos associados aos lixiviados de aterro sanitário. In: Castilhos Júnior, A.B. (Ed) **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: Prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Florianópolis: PROSAB, p.1-15, 2006.

ZHOU, S.; NISHIYAMA, K.; WATANABE, Y.; HOSOMI, M. Nitrogen Budget and ammonia volatilization in paddy fields fertilized with liquid cattle waste. **Water, Air, Soil Pollution**. v. 201, p. 135-147, 2009.

WOOMER, P.L. Most Probable Number Counts. In: R.W. Weaver, Angle, S., Bottomley, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. (Eds.), **Methods of Soil Analysis**. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties. Soil Sci. Soc. Am., Madison, pp. 59-79. 1994.

XUE, D.; YAO, H.; HUANG, C. Microbial biomass, N mineralization and nitrification, enzyme activities, and microbial community diversity in Tea Orchard Soils. **Plant Soil**. v. 288, p. 319-331, 2006.

YEOMANS, J.C.; BREMMER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.19, p.1467-1476, 1988.

5 ARTIGO B

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM SOLO TRATADO COM CHORUME DE
ATERRO SANITÁRIO.**

VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM SOLO TRATADO COM CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO.

Resumo

O N é o nutriente exigido em maiores quantidades pelas plantas e também um dos elementos mais dinâmicos no solo, o que pode acarretar em perdas por vários processos, dentre eles a volatilização de amônia (NH_3). O objetivo desse trabalho foi avaliar as perdas de N pela volatilização do N-NH_3 em solo argiloso que recebeu doses crescentes de chorume de aterro sanitário. Foram realizadas 4 aplicações durante o período experimental, sendo que a cada aplicação foram instalados coletores contendo esponja embebida em solução de ácido fosfórico e glicerina para a captura do N-NH_3 volatilizado, sendo mantidos na área até a estabilização da volatilização. Os dados de volatilização foram ajustados por um modelo de regressão não-linear de Michaelis-Menten. Foram realizadas ainda amostragens de solo na camada de 0-10 cm para determinação de umidade, pH, teores de amônio e nitrato, sendo esses dados submetidos à análise de variância e regressão linear. A quantidade de N-NH_3 volatilizada aumentou com as doses de chorume nas quatro épocas de aplicação, sendo as perdas mais acentuadas nos 10 dias seguintes à aplicação. A volatilização de N-NH_3 foi diretamente influenciada pelas condições climáticas de cada uma das épocas de avaliação. Apesar de ter apresentado efeito em algumas épocas de amostragem de solo, a umidade e o pH do solo não foram fatores determinantes na volatilização. A maior volatilização de N-NH_3 nos primeiros dias após a aplicação pode ser resultado do aporte de N-NH_4^+ pelo chorume, o que refletiu em aumento dessa forma de N no solo. Observou-se também uma alta relação entre o N potencialmente volatilizado determinado pelo modelo de Michaelis-Menten com o N total aplicado e com o N-NH_3 volatilizado capturado nos coletores.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Nitrogênio amoniacal. Disposição de efluente líquido. Resíduos urbanos.

5.1 INTRODUÇÃO

Uma das principais conseqüências do desenvolvimento humano é a geração de grande quantidade de resíduos que podem causar impactos negativos no ambiente, tais como contaminação e poluição da água, solo e ar. Os resíduos sólidos urbanos possuem composição complexa que, dependendo da forma como são manejados, podem aumentar os riscos de danos ambientais e à saúde humana (Zanta et al., 2006). Durante a decomposição desse material, ocorre a formação de um lixiviado rico em materiais orgânicos e minerais, principalmente nitrogênio (N), sódio (Na) e potássio (K), denominado chorume (Hamada, 1999).

O N é o nutriente mais requisitado pelas plantas, sendo limitante para o seu desenvolvimento. Contudo, devido à sua dinâmica no solo, alternando-se entre vários estados de oxidação, podem ocorrer conseqüências ambientais graves como, por exemplo, a volatilização da amônia ($N-NH_3$), quando o N do resíduo está predominantemente na forma de amônio ($N-NH_4^+$) (Sommer et al., 2003), ou ainda a lixiviação de nitrato ($N-NO_3^-$) quando este se encontra em altas concentrações no resíduo ou após a nitrificação que ocorre no solo mediada por grupos específicos de microrganismos (Jackson et al., 2008). Neste cenário, a disposição de resíduos com alta concentração desse nutriente deve ser ponderada, pois a perda de N seja por processos químicos, físicos ou biológicos apresenta grande potencial poluidor.

Parte das perdas de N está relacionada com a volatilização do $N-NH_3$. Quando da aplicação de resíduos animais com altas concentrações de N, principalmente na forma amoniacal, podem ocorrer perdas de até 70% do total de N amoniacal aplicado (Thompson & Meisinger, 2002). A volatilização do $N-NH_3$ pode levar a processos de eutrofização, pois é um gás quimicamente ativo e, na atmosfera, pode reagir com sulfato e formar partículas que podem ser depositadas a longas distâncias, como em sistemas aquáticos (Sommer & Hutchings 2001). O processo de perda de N pela volatilização é influenciado por diversos fatores, tais como, temperatura, umidade, pH (Sommer et al., 2003) e atividade microbiana, como a nitrificação e amonificação (Jackson et al., 2008).

Diversos trabalhos têm estudado a volatilização do $N-NH_3$ proveniente de dejetos animais aplicados ao solo (Thompson & Meising, 2001; Van der Stelt et al., 2007), resíduos do setor industrial (Martines et al., 2010) e aplicação de uréia (Cantarella et al., 2003) mas são escassos os trabalhos com o uso de chorume gerado em aterros sanitários, mesmo porque essa forma de destinação desse tipo de efluente tem sido pouco estudada. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as perdas de N pela volatilização do $N-NH_3$ em solo agrícola que recebeu doses crescentes de chorume do aterro sanitário de Londrina PR.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1. O Aterro Sanitário de Londrina

O depósito de resíduos sólidos do Município de Londrina (PR) está situado na região sudeste da cidade (51°06' W, 23°20' S). O local de disposição de resíduos abrange uma área de 19,23 ha que começou a receber resíduos sólidos em 1977, sem nenhum preparo do local quanto a obras de impermeabilização e drenagem.

O clima da região é subtropical úmido (Cfa, segundo Köppen) com verões quentes e úmidos e invernos frios e secos, com temperatura média anual de 22,5°C, precipitação média de 1615 mm, com predominância nos meses de outubro a março.

5.2.2 Caracterização e Histórico da Área Experimental

O experimento foi conduzido na fazenda experimental do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), em Londrina PR, em solo classificado como Nitossolo Vermelho (Embrapa, 1999), textura muito argilosa. A área tem um histórico de cultivo com culturas anuais como soja, milho, trigo e aveia, sendo que por ocasião da instalação do experimento estava ocupada por uma cultura de aveia (*Avena strigosa*) com 30 dias, a qual havia recém recebido uma aplicação de nitrogênio em forma de uréia na dose de 45 kg ha⁻¹. Após a delimitação das parcelas, as plantas foram dessecadas com herbicida à base de glyphosate visando eliminar o efeito das plantas nos estudos relativos à aplicação do chorume ao solo.

5.2.3 Delineamento Experimental e Aplicações do Chorume

O delineamento experimental foi em blocos completos casualizados, com quatro repetições. Foram instalados 5 tratamentos: um controle sem a aplicação de chorume (D0), e mais quatro doses: D1, D2, D3 e D4, sendo estas crescentes e calculadas em função do teor de N total presente no chorume na primeira aplicação, correspondentes a 30, 60, 90 e 120 kg ha⁻¹ de N, respectivamente, o que resultou na aplicação de 0; 32,7; 65,4; 98,1 e 130,8 m³ ha⁻¹ de chorume em cada dose,

respectivamente. O chorume foi aplicado na área por quatro vezes, sendo a primeira aplicação em julho/2008, a segunda em agosto/2008, a terceira em outubro/2008 e a quarta em maio/2009. O volume de chorume utilizado na primeira aplicação foi fixado para as demais aplicações e posteriormente determinou-se teor de N no chorume aplicado, sendo que na segunda e terceira aplicações foi fornecido o correspondente a D0 = 0; D1 = 40,8; D2 = 80,4; D3 = 119,9 e D4 = 160,8 kg ha⁻¹ de N em cada aplicação e na quarta aplicação o correspondente a D0 = 0; D1 = 37,5; D2 = 73,8; D3 = 110 e D4 = 147,7 kg ha⁻¹ de N.

As parcelas apresentaram a dimensão de 6 x 8 m, mantendo-se 1 m de bordadura ao seu redor, totalizando uma área útil de 35 m². Entre os blocos e as parcelas ainda foram mantidos corredores de 2 m de largura.

Aos 28 dias após a terceira aplicação, em novembro de 2008, foi realizada semeadura da cultura do milho sem adubação. Após o cultivo do milho, o solo permaneceu em pousio por 20 dias, período após o qual foi realizada a semeadura da cultura de aveia preta (*Avena strigosa*).

Os dados de temperatura média e precipitação pluvial foram obtidos na estação meteorológica do IAPAR.

O resultado da análise química do solo antes da instalação do experimento está representado na tabela 1.

Tabela 1 – Características químicas do solo (0-20 cm) antes da instalação do experimento.

P (mg/dm ³)	20,4
C (g/kg)	19,24
MO (g/kg)	52,0
pH (CaCl ₂)	6,0
Al (cmol _c /dm ³)	0,0
H + Al (cmol _c /dm ³)	3,42
Ca (cmol _c /dm ³)	4,32
Mg (cmol _c /dm ³)	3,29
K (cmol _c /dm ³)	1,65
Soma de bases (cmol _c /dm ³)	9,26
CTC (cmol _c /dm ³)	12,68
Saturação por base (%)	73,02

5.2.4 Caracterização do Chorume

Em cada aplicação, o chorume foi coletado para posterior caracterização de suas propriedades físico-químicas, sendo que o pH e a condutividade elétrica (CE) foram medidos diretamente na amostra de chorume. O carbono total, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico (N-NH_4^+ e NO_3^-), sólidos totais e sólidos voláteis foram determinados conforme métodos descritos em APHA-AWWA (1999). A caracterização química do chorume em cada época de aplicação está representada na tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização do chorume utilizado em cada aplicação

Variável	1ª aplicação	2ª aplicação	3ª aplicação	4ª aplicação
C total (g L^{-1})	0,173	0,197	0,178	0,147
N total (g L^{-1})	0,92	1,22	1,22	1,13
N amoniacal (g L^{-1})	0,85	1,09	1,12	1,03
N nítrico (g L^{-1})	0,013	0,008	0,008	0,008
Condutividade (mS m^{-1})	13,74	13,42	11,95	9,32
pH	8,81	8,16	8,07	8,15
DQO ($\text{mg O}_2\text{L}^{-1}$)	2325	2208	1728	1587
DBO ($\text{mg O}_2\text{L}^{-1}$)	150	84	171	110
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$)	5749	6177	5496	4741
Sólidos totais (mg L^{-1})	11724	8260	2414	3250

5.2.5 Volatilização da Amônia

A quantificação da amônia volatilizada foi realizada imediatamente após cada uma das aplicações, até a estabilização da volatilização, quando os teores encontrados nas esponjas dos coletores se equipararam aos valores do tratamento controle. A captura da amônia foi realizada por meio de câmara tipo semi-aberta estática, conforme o modelo desenvolvido por Nõmmik (1973) e modificado por Cantarella et al. (2003), utilizando-se 5 bases nas quais as câmaras eram rotacionadas a cada troca das esponjas. As câmaras consistiam em tubos de PVC com 40 cm de altura, sendo que cada base apresenta uma área de $0,027 \text{ m}^2$. No interior de cada base foram dispostas duas esponjas de polietileno, embebidas com aproximadamente 100 mL de uma solução de ácido fosfórico e glicerina, de modo que as esponjas permanecessem a 9 cm e 18 cm do solo. Apenas a esponja mais baixa foi utilizada para a determinação da amônia, enquanto que a segunda

serviu apenas para proteger a primeira de possíveis contaminações externas. A fim de uniformizar a dose do chorume em cada base, as mesmas foram instaladas antes da aplicação do chorume nas parcelas, cobertas durante este procedimento e receberam em seguida a quantidade de chorume proporcional à sua área.

As esponjas foram substituídas periodicamente a cada 2-5 dias, ocasião em que as câmaras foram trocadas de base. As esponjas da parte inferior do coletor foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas ao laboratório a fim de se realizar a extração e a determinação da amônia volatilizada no período.

A extração da amônia retida na esponja, na forma de fosfato de amônio, foi realizada por meio de sucessivas lavagens com uma solução de KCl 1 mol L^{-1} , ajustando-se posteriormente o volume para 500 mL. Do volume final, retirou-se uma alíquota de 20 mL para proceder a destilação em destilador do tipo Kjeldahl, adicionando-se cerca de 15 mL de NaOH 10 mol L^{-1} à amostra previamente à destilação. O destilado foi recolhido em uma solução de ácido bórico e indicadores e posteriormente titulado com uma solução de ácido sulfúrico 0,0025 N.

5.2.6 Amostragem de Solo

Foram realizadas quatro amostragens de solo, sendo que a primeira ocorreu 6 dias após a primeira aplicação de chorume, a segunda 13 dias após a segunda aplicação, a terceira em janeiro/2009 quando do florescimento do milho, cerca de 75 dias após a terceira aplicação, e a quarta coleta foi realizada em junho/2009, logo após a semeadura da aveia e 10 dias após a quarta aplicação. Durante as amostragens foram obtidas amostras compostas da camada superficial (0-10 cm) a partir de 9 sub-amostras por parcela. As amostras foram acondicionadas e levadas ao laboratório para posterior avaliação do teor de amônio e nitrato, umidade e pH, sendo os resultados de amônio e nitrato expressos em grama de solo seco.

5.2.7 Determinação do Teor de Amônio, Nitrato e pH do Solo

O N mineral foi extraído com uma solução de KCl 2 mol L^{-1} na proporção 1:10 (m:v) e posteriormente determinado por dupla destilação em destilador tipo Kjeldahl, utilizando-se uma solução de ácido bórico mais indicadores

e titulação com uma solução de ácido sulfúrico 0,0025 N (Keeney & Nelson, 1982). O pH em CaCl_2 0,01 mol L^{-1} foi determinado por potenciômetro, na proporção 1:2,5 (m:v) em amostras de solo seco e peneirado (Pavan et al., 1992).

5.2.8 Análise dos Dados

Para estimar a quantidade de N-NH_3 volatilizada ao longo do tempo, empregou-se um modelo baseado na equação de Michaelis-Menten proposto por Sommer & Ersbøll (1994): $N(t) = N_{\text{max}} \cdot (t/(t+K_m))$, sendo $N(t) = \text{N-NH}_3$ acumulado no tempo t , em kg ha^{-1} ; $N_{\text{max}} = \text{N-NH}_3$ máximo volatilizado, quando o tempo tende ao infinito, em kg ha^{-1} ; $K_m =$ tempo necessário para que ocorra a volatilização de metade do N_{max} , em dias; e $t =$ tempo após a aplicação, em dias. Os valores foram submetidos à regressão não-linear por meio do programa estatístico SAS Versão 8.02 (SAS-Institute). A fração do N_{max} volatilizada (V_f) foi expressa como porcentagem do nitrogênio total ou do N-NH_4^+ , aplicados via chorume.

Os teores de amônio e nitrato, umidade do solo e pH foram submetidos à análise de variância e regressão linear por meio do programa estatístico SISVAR versão 4.6 (Build 62) (Ferreira, 1999).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura média diária máxima durante o período do experimento foi de $27,9^\circ\text{C}$ e a mínima de $15,7^\circ\text{C}$. Os meses de dezembro/2008 e março/2009 apresentaram as maiores temperaturas médias mensais, de $24,3^\circ\text{C}$, enquanto que junho/2008 foi o mês com menor temperatura média mensal, de $16,6^\circ\text{C}$ (Figura 1). A precipitação desde a aplicação até o final do primeiro período de avaliação da volatilização foi de 154 mm, enquanto que a evapotranspiração potencial (ETo) foi de 66 mm no mesmo período. Já da segunda aplicação até o final do segundo período de avaliação da volatilização, a precipitação foi de 231 mm e a ETo de 248 mm. Da terceira aplicação ao final do terceiro período de avaliação da volatilização, ocorreram 175 mm de chuva e 85 mm de ETo, enquanto que da quarta aplicação até o final do quarto período de avaliação da volatilização, as chuvas acumularam 110 mm e a ETo 68 mm.

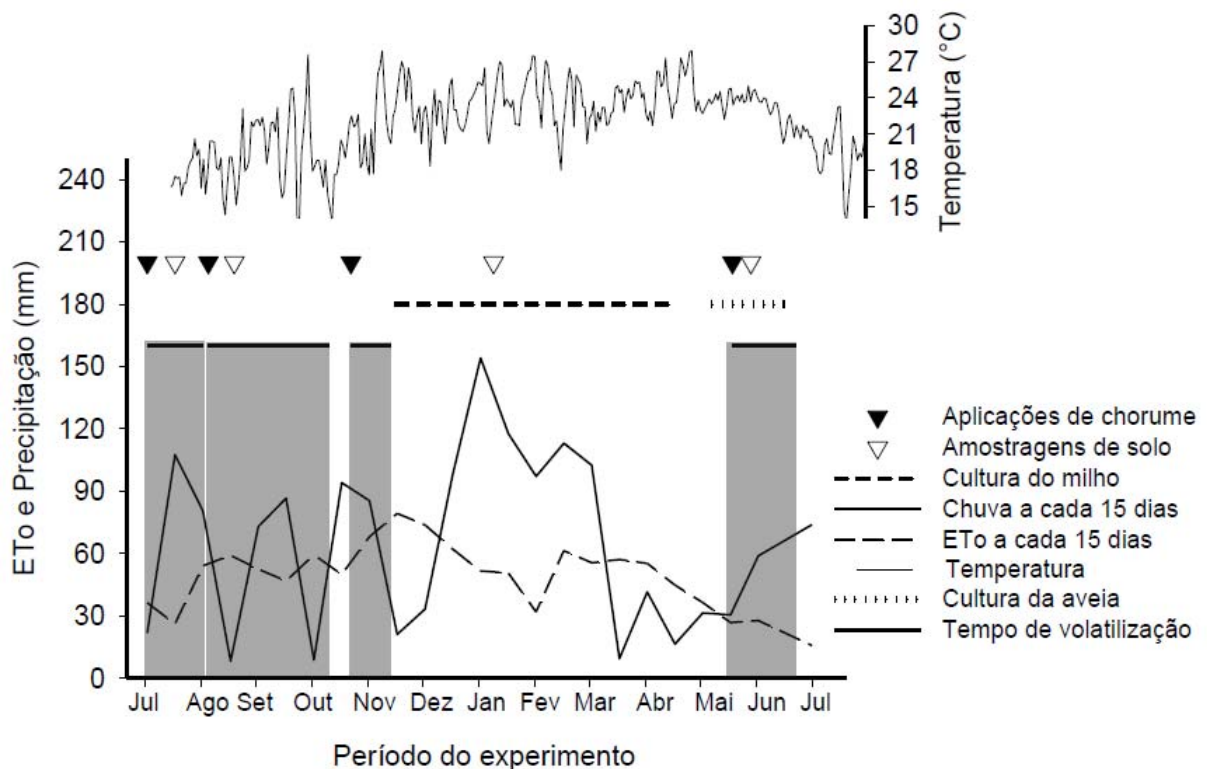


Figura 1 – Representação esquemática dos dados climáticos e eventos ocorridos durante o experimento de 10 julho de 2008 a 4 de julho de 2009. Dados climáticos: IAPAR. ETo = evapotranspiração potencial.

A quantidade de N-NH_3 volatilizada aumentou com as doses de chorume nas quatro aplicações, sendo as perdas mais acentuadas próximo aos 10 primeiros dias, quando na seqüência ocorreu um decréscimo da volatilização (Figura 2). As maiores perdas de N-NH_3 foram observadas nas maiores doses de chorume. As perdas chegaram a valores em torno de 7 kg ha^{-1} na segunda e terceira aplicações, o que coincidiu com as maiores concentrações de N-amoniacal no chorume (Tabela 3). A variação sazonal do teor de N no chorume é consequência de vários fatores que influenciam na sua formação, sobretudo a ocorrência de chuvas na região do aterro, de modo a causar diluição nos períodos chuvosos e maiores concentrações nos períodos secos (Qasim & Chiang, 1994).

Em trabalhos utilizando N na forma de uréia, as maiores perdas de N-NH_3 ocorreram nos 3 dias seguintes à aplicação, com redução da emissão após esse período, chegando a 24 a 30% de perdas do N total aplicado após 6 dias (Cantarella et al., 2003), enquanto que a aplicação de resíduo líquido suíno resultou em maiores perdas de N-NH_3 nas primeiras 24 horas após a aplicação (Chantigny et al., 2009). Por outro lado, a volatilização de N-NH_3 proveniente de lodo de curtume

foi mais intensa até os 30 primeiros dias após a aplicação, atingindo 17,5% de volatilização do N total aplicado (Martines et al., 2010). Essas diferenças quanto ao período de máxima volatilização podem ser atribuídas a vários fatores como as condições em que os experimentos foram conduzidos, temperatura, ocorrência de chuvas e velocidade dos ventos, pH do solo e do resíduo, dose de N aplicada, teor de N no resíduo, etc.

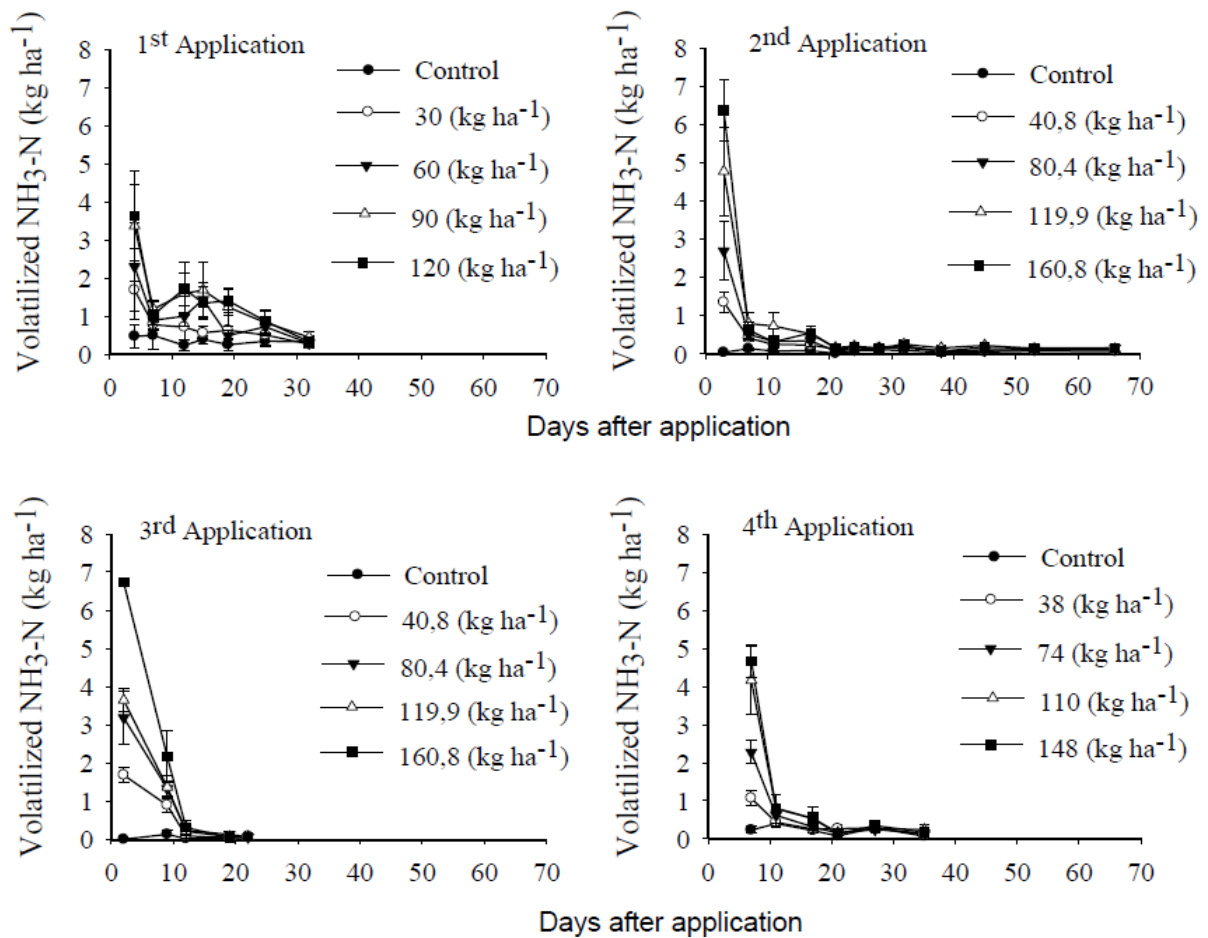


Figura 2 – Amônia volatilizada nos 4 períodos de avaliação durante o experimento.

Tabela 3 – Doses de chorume de aterro sanitário, nitrogênio total e N-NH₄ adicionados via chorume, N-NH₃ volatilizado e acumulado durante o período experimental, N-NH₃ máximo volatilizado quando o tempo tende ao infinito (N_{max}), tempo necessário para que ocorra a volatilização de metade do N_{max} (K_m) e fração do nitrogênio volatilizada (V_f)

Doses de chorume (m ³ ha ⁻¹)	N total aplicado (kg ha ⁻¹)	N-NH ₄ aplicado (kg ha ⁻¹)	NH ₃ volatilizado (kg ha ⁻¹)	N _{max} ^a (kg ha ⁻¹)	K _m ^a (dias)	R ²	V _f (N total) ^b (%)	V _f (N-NH ₄) ^c (%)
1º Aplicação								
Controle	0,0	0,0	2,45±1,01	5,50	38	0,50**	-	-
32,71	30,0	28,3	5,13±1,30	7,66	15	0,61**	25,53	27,07
65,42	60,0	55,8	7,24±1,34	11,12	17	0,70**	18,53	19,93
98,13	90,0	83,2	10,72±3,04	16,64	17	0,59**	18,49	20,00
130,83	120,0	111,6	10,50±1,57	15,78	16	0,79**	13,15	14,14
2º Aplicação								
Controle	0,0	0,0	0,92±0,15	2,00	78	0,85**	-	-
32,71	40,8	36,2	3,06±0,33	3,38	7	0,75**	8,28	9,34
65,42	80,4	71,3	4,58±1,02	4,80	3	0,32**	5,97	6,73
98,13	119,9	106,4	7,94±1,55	8,29	3	0,38**	6,91	7,79
130,83	160,8	142,7	8,69±0,57	8,89	2	0,58**	5,53	6,23
3º Aplicação								
Controle	0,0	0,0	0,26±0,12	0,87	52	0,41**	-	-
32,71	40,8	37,3	2,81±0,24	3,01	2	0,80**	7,38	8,07
65,42	80,3	73,4	4,93±0,50	5,22	1	0,64**	6,50	7,11
98,13	119,8	109,6	5,37±0,40	5,64	1	0,76**	4,71	5,15
130,83	160,5	146,9	9,38±0,78	9,76	1	0,74**	6,08	6,64
4º Aplicação								
Controle	0,0	0,0	1,34±0,27	3,55	58	0,80**	-	-
32,71	37,5	34,4	2,44±0,31	3,55	16	0,80**	9,47	10,32
65,42	73,8	67,8	3,74±0,44	4,41	6	0,60**	5,98	6,50
98,13	110,2	101,1	6,15±0,57	6,96	5	0,52**	6,32	6,88
130,83	147,7	135,6	6,63±0,24	7,40	4	0,92**	5,01	5,46

^a $N(t) = N_{max} \times (t/(t+K_m))$; ^b $V_f = (N_{max}/N \text{ total aplicado}) \times 100$; ^c $V_f = (N_{max}/N\text{-NH}_4 \text{ aplicado}) \times 100$; **Significativo a 1% de probabilidade.

A forma em que o N está presente no resíduo também pode influenciar na volatilização de $N-NH_3$, sendo que o N-amoniacoal constituía cerca de 90% do N total do chorume. Em estudo de volatilização utilizando sobrenadante de resíduo líquido suíno, onde a maior parte da fração orgânica foi removida, os teores de N-amoniacoal variaram de 50 a 80% do N total presente nesta fração do resíduo (Chantigny et al., 2009). Já no trabalho de Martines et al. (2010), a fração de N mineral no lodo de curtume era cerca de 40% do N total, enquanto que o restante se encontrava na forma orgânica. Sendo assim resíduos com predominância de N-orgânico podem levar mais tempo para que a volatilização se estabilize, pois nesse caso a formação de $N-NH_3$ vai depender da mineralização da fração orgânica do N e quão mineralizável é essa fração. Por exemplo, Van der Stelt et al. (2007) notaram, utilizando dejetos bovinos, que a volatilização foi mais intensa nos 8 primeiros dias após a aplicação, o que foi atribuído à presença de carbono de fácil mineralização e conseqüente liberação de $N-NH_3$.

A volatilização acumulada de $N-NH_3$ aumentou com as doses de chorume, mas a estabilização da volatilização dependeu da época de aplicação (Figura 3). Na primeira aplicação, em que ocorreram temperaturas mais amenas e chuvas ao longo do período de acompanhamento, observou-se a maior volatilização e uma estabilização com 31 dias. Na segunda aplicação, a estabilização da volatilização ocorreu em um período maior, com 66 dias de acompanhamento, período em que as temperaturas foram um pouco mais elevadas em relação à época anterior, mas com pouca ocorrência de chuvas, inclusive com evapotranspiração potencial maior que a precipitação pluvial; na terceira aplicação predominaram temperaturas mais elevadas e ocorrência de período chuvoso logo após a aplicação que foi seguido por um período seco, em que a estabilização da volatilização ocorreu com 22 dias. Já na quarta aplicação, a temperatura também foi mais elevada e com predomínio de chuvas, atingindo a estabilização da volatilização aos 35 dias.

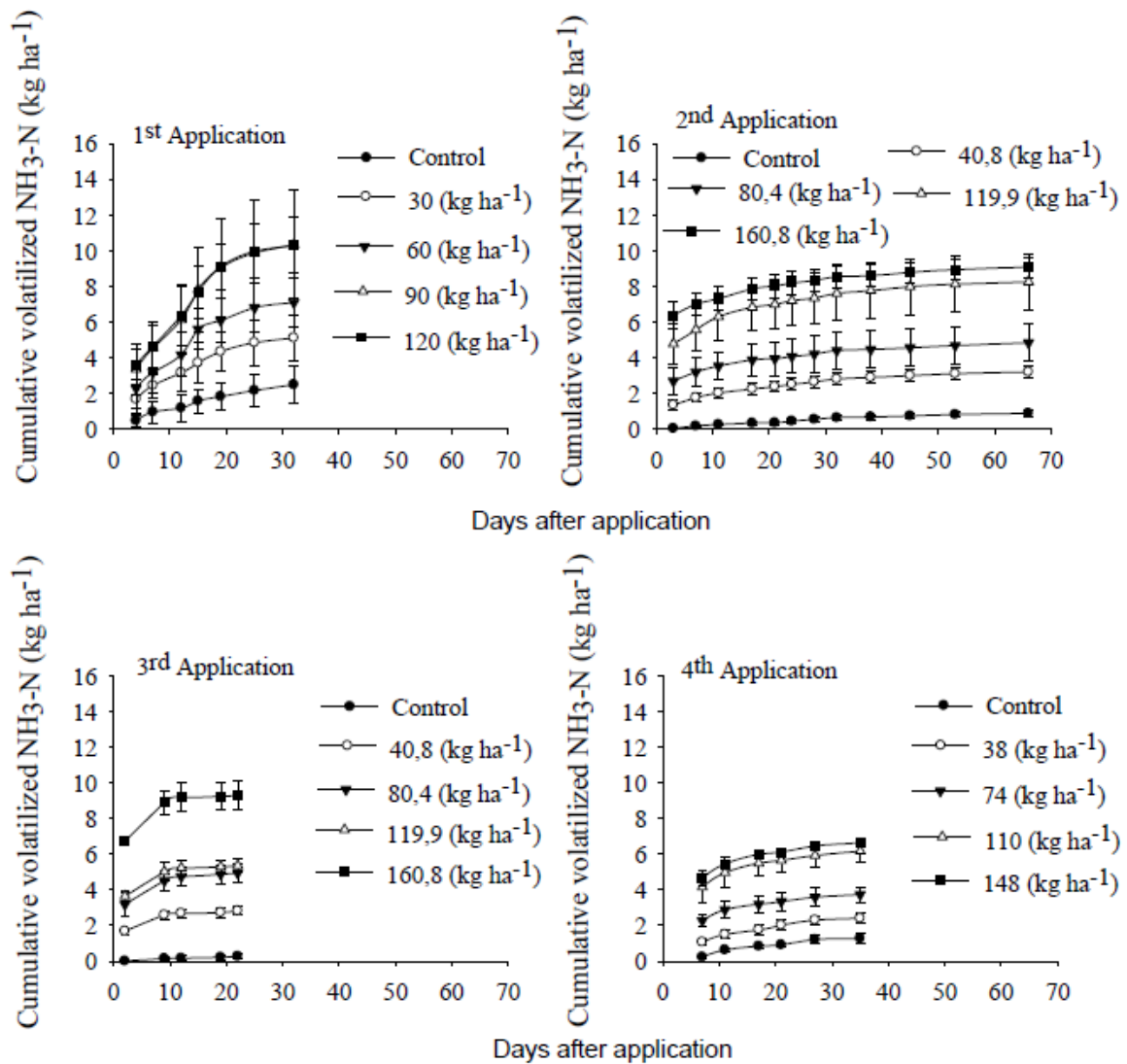


Figura 3 – Volatilização acumulada de N-NH₃ nos 4 períodos de avaliação durante o experimento (1^a aplicação – julho/ 2008; 2^a aplicação – agosto/2008; 3^a aplicação – outubro/2008 e 4^a aplicação – maio/2009).

Temperaturas mais elevadas aumentam as perdas de N pelo processo de volatilização. Van der Stelt et al. (2007) notaram que, ao aumentar a temperatura de 4°C para 20°C, as perdas de N-NH₃ aumentaram em até seis vezes. A maior volatilização com maior temperatura se deve ao deslocamento do equilíbrio ente N-NH₃ e N-NH₄⁺ em favor da formação de NH₃ na solução e pelo aumento da evaporação da água do solo e com ela a NH₃ dissolvida, além do fato de que os gases se tornam mais voláteis com o aumento da temperatura (Génermount & Cellier, 1997). Caso ocorram chuvas logo após a aplicação do chorume, pode haver redução da volatilização de N-NH₃, visto que a infiltração do resíduo no solo será mais rápida, diminuindo seu contato com a atmosfera e, conseqüentemente,

reduzindo as perdas por esse processo (Sommer & Hutchings, 2001). No caso da segunda aplicação, no período imediatamente após a aplicação foi observada maior evapotranspiração, o que faz com que o fluxo de água no solo seja ascendente e, com isso, facilite a volatilização de N-NH_3 devido ao maior contato desta com a atmosfera (Sommer et al., 2003; Sommer & Hutchings, 2007).

A volatilização de N-NH_3 sofre influência direta das características físico-químicas do solo. A maior volatilização nos primeiros dias após a aplicação deve-se ao aumento nos teores de N-NH_4^+ no solo pela aplicação do chorume, o que foi constatado principalmente nas duas primeiras épocas de amostragem de solo (Figura 4A). Os mais elevados teores de N-NH_4^+ no solo na primeira amostragem comparados com as demais ocorreram pelo fato de que houve aplicação de 45 kg ha^{-1} de N na forma de uréia antes da instalação do experimento, o que elevou os teores de N-NH_4^+ no solo, inclusive no controle. Um dos componentes principais do chorume é o nitrogênio, sendo que os teores de N total variaram de $0,92$ a $1,22 \text{ g L}^{-1}$, do qual cerca de 90% se encontravam na forma de N-NH_4^+ . Martines et al. (2010) também observaram aumento da volatilização com o aumento das doses de lodo de curtume aplicadas ao solo. Zhou et al. (2009) notaram que a emissão de N-NH_3 em campos de arroz inundado era sazonal e influenciada diretamente pela aplicação de resíduos de suínos. Porém deve-se salientar que, dependendo das condições ambientais, o N-amoniaco é rapidamente convertido a N-NO_3^- (Jackson et al., 2008). Neste trabalho observou-se aumento significativo nos teores de N-NO_3^- no solo com as doses de chorume, principalmente na segunda e quarta amostragens, quando comparado com os teores de N-NH_4^+ , indicando a ocorrência do processo de nitrificação, o que pode contribuir para reduzir as perdas de N por volatilização (Figura 4B). Apesar de terem sido encontrados os maiores teores de N-NO_3^- no solo depois da segunda aplicação de chorume, notou-se também maiores valores de volatilização de N-NH_3 . Isso pode ser atribuído à maior quantidade de N-NH_4^+ fornecida ao solo nessa aplicação, uma vez que a concentração de N-NH_4^+ no chorume foi uma das mais elevadas, sendo que parte desse N-amoniaco foi perdida por volatilização e outra foi convertida a N-NO_3^- após o processo de nitrificação. Após a terceira aplicação, não foram observados altos teores de N-NO_3^- no solo, mas os teores de N-NH_4^+ fornecidos via chorume foram semelhantes aos fornecidos na segunda aplicação, tanto que os valores de N-NH_3 volatilizado foram semelhantes em ambas aplicações. Porém, os baixos teores de N-NO_3^- no solo na

camada 0-10 cm devem-se ao fato de que a amostragem foi realizada 76 dias após a aplicação do chorume, período em que houve um acúmulo de 344 mm de chuva, concentrados principalmente próximo à época de amostragem (Figura 1), causando lixiviação do N-NO_3^- .

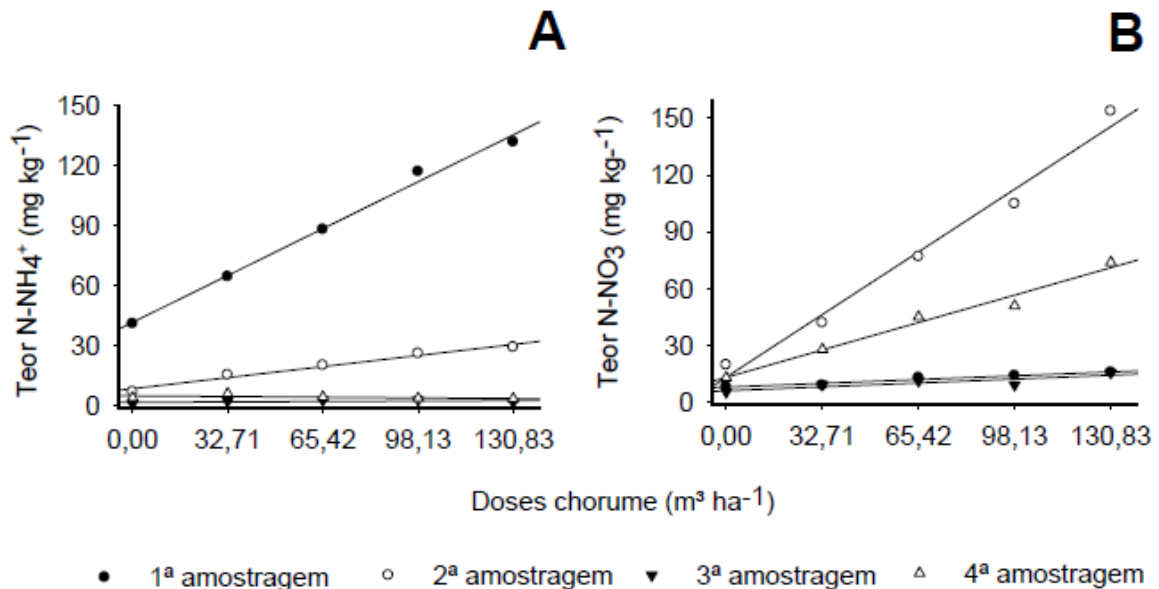


Figura 4 – Teores de amônio (A) e nitrato (B) nas quatro épocas de amostragem de solo. Amônio: 1ª amostragem: $y = 0,78x + 41,76$, $R^2 = 0,99$; 2ª amostragem: $y = 0,18x + 8,61$, $R^2 = 0,98$; e nitrato: 1ª amostragem: $y = 0,07x + 8,12$, $R^2 = 0,95$; 2ª amostragem: $y = 1,1x + 13,38$, $R^2 = 0,98$; 3ª amostragem: $y = 0,07x + 6,22$, $R^2 = 0,74$; 4ª amostragem: $y = 0,48x + 13,29$, $R^2 = 0,98$. Equações significativas a $p < 0,05$.

O aumento da umidade do solo, dentro de certos limites, pode favorecer a volatilização (Zhang et al., 2010), pois esta resulta na transferência do N-NH_3 para a atmosfera a partir da fase ar que está em contato com a solução do solo contendo NH_4^+ e NH_3 , pois a concentração de N-NH_3 no ar do solo está em equilíbrio com o N-NH_3 dissolvido na solução do solo (Génermont & Cellier, 1997). Zhang et al. (2010) observaram aumento de 0,26% para 0,32% na volatilização quando elevaram a umidade do solo de 46% para 70%, respectivamente. No presente trabalho, houve ligeiros aumentos na umidade do solo com o aumento das doses de chorume na primeira, terceira e quarta amostragem, de 21 para 23%, 20 para 22% e de 32 para 33%, respectivamente, mas sem efeito na segunda amostragem (20%). É preciso salientar que as amostragens de solo foram pontuais enquanto que a volatilização foi avaliada por períodos que variaram de 22 a 66 dias após a aplicação do chorume. Durante esses períodos, a umidade do solo certamente variou, como pode

ser observado pelas precipitações e evapotranspiração potencial registradas (Figura 1). Dessa forma, não é possível estabelecer uma relação entre a umidade do solo no momento da amostragem com a quantidade de N-NH₃ volatilizado.

O pH do solo também é um fator essencial na volatilização de N-NH₃, visto que sua concentração está em equilíbrio dinâmico entre o teor de NH₄⁺ e H⁺ na solução do solo (Sommer & Hutchings, 2001), por isso as perdas de N-NH₃ pela volatilização é maior em solos alcalinos, pois nessas condições predomina a forma N-NH₃ gasosa sobre a forma iônica N-NH₄⁺. Em trabalhos de volatilização após aplicação de uréia ao solo, notou-se um aumento da volatilização devido ao aumento pH próximo aos grânulos do fertilizante, o que pode levar a altas taxas de perda de N-NH₃ (Cantarella et al., 2003). O pH do resíduo e o seu poder de neutralização também são levados em consideração, pois são variáveis que podem causar alterações no pH do solo. Martines et al. (2010) observaram aumento no pH do solo com as doses de lodo de curtume aplicadas, o que favoreceu as perdas de N por volatilização uma vez que os valores de pH do resíduo variaram de 9,6 a 12 e alcalinidade entre 260 e 360 g de CaCO₃ por kg de lodo em base seca. No presente trabalho, o pH do chorume foi de aproximadamente 8 e a alcalinidade em torno de apenas 6 g CaCO₃ L⁻¹ de chorume, o que não contribuiu para que houvesse elevação do pH do solo, que variou de 5,4 a 6,3 durante o período do experimento.

Quando se utilizam resíduos como fonte de N para culturas, deve-se saber quanto do N aplicado pode ser perdido por volatilização para que a dose aplicada seja melhor ajustada à necessidade da cultura e, para isso, deve-se estabelecer uma relação entre o N aplicado e o N potencialmente perdido por volatilização, visando, inclusive, a prever os potenciais níveis de emissões atmosféricas de N-NH₃. Sendo assim, os dados de volatilização de N-NH₃ foram ajustados ao modelo de cinética de volatilização proposto por Sommer & Ersbøll (1994) e as equações obtidas para cada dose de chorume e época de avaliação foram significativas a $P < 0,01$ (Tabela 3). O modelo ajustado permitiu estimar a quantidade máxima de N-NH₃ volatilizado (N_{max}) quando o tempo tende ao infinito e esse valor estimado apresentou alta relação com as quantidades de N-NH₃ mensuradas nos períodos de acompanhamento da segunda, terceira e quarta aplicações (Figura 5A). O N_{max} também apresentou alta relação com o N-total fornecido via chorume nessas aplicações (Figura 5B). Entretanto, quando os valores mensurados na primeira época de acompanhamento da volatilização foram incluídos,

a significância dessas relações diminuiu drasticamente (dados não apresentados). Esse fato foi atribuído à aplicação de N na forma de uréia no período que precedeu a primeira aplicação de chorume, o que comprometeu o ajuste do modelo. Por essa razão, os N_{\max} e os demais parâmetros estimados para a primeira aplicação não foram utilizados para obtenção das relações N_{\max} x N-NH₃ volatilizado e N_{\max} x N total aplicado.

O modelo utilizado também permitiu estimar o período em que ocorreu metade do N_{\max} (K_m) (Tabela 3). Com os valores obtidos, foi possível observar que quanto maior a dose de N aplicada, menor o K_m , pois a maior volatilização ocorreu nos primeiros dias após a aplicação, ou seja, a perda de metade do N_{\max} ocorreu de forma mais rápida quanto maior a dose de N. A porcentagem média do N total aplicado perdido pela volatilização foi de 6,7%, 6,2% e 6,7% na segunda, terceira e quarta aplicações, respectivamente, o que correspondeu a 7,5%, 6,7% e 7,3% do total de N amoniacal aplicado na segunda, terceira e quarta aplicações, respectivamente (Tabela 3). Martines et al. (2010) observaram volatilização média de 17,5% do N total aplicado com lodo de curtume. Em trabalho com incubação de solo com chorume de aterro sanitário, Zhang et al. (2010) notaram que um solo argiloso e pH 8,3 apresentou maiores perdas de amônia quando comparado com um solo arenoso com pH 5,1, mas as perdas não ultrapassaram 0,32% do total de amônio adicionado. Porém as condições nas quais o experimento foi conduzido podem influenciar na dinâmica do N assim como no processo de volatilização.

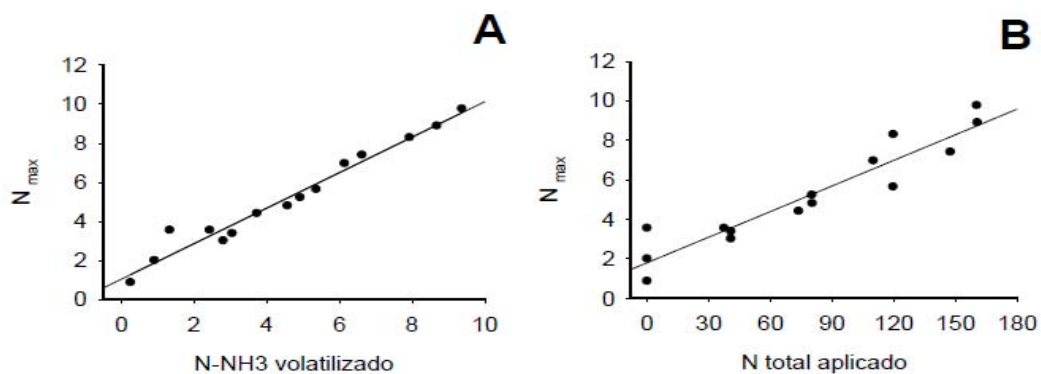


Figura 5 – Relação entre N-NH₃ volatilizado e o N-NH₃ potencialmente volatilizado (N_{\max}) (A), $y = 0,91x + 1,05$, $R^2 = 0,97$; e entre o N total aplicado com o N_{\max} (B), $y = 0,04x + 1,81$, $R^2 = 0,89$. Calculados pela equação de cinética química para a 2^a, 3^a e 4^a aplicações de chorume. Equações significativas a $p < 0,01$.

CONCLUSÕES

A volatilização de N-NH_3 ocorre com maior intensidade nos primeiros 10 dias após a aplicação de chorume de aterro sanitário no solo.

As condições climáticas, tais como umidade, temperatura e pluviosidade, assim como o teor de N-NH_4^+ fornecido via chorume são fatores que afetam diretamente a volatilização.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA). **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 20.ed. Washington, 1999, 1220 p.

CANTARELLA, H., MATTOS, D., QUAGGIO, J.A., RIGOLIN, A.T. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** v. 67, p. 215-223, 2003.

CHANTIGNY, M.H., MACDONALD, J.D., BEAUPRÉ, C., ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., MASSÉ, D., PARENT, L.E. Ammonia volatilization following surface application of raw and treated liquid swine manure. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** v. 85, p. 275-286, 2009.

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

FERREIRA, D.F. Programa SISVAR versão 4.6 (Build 62). Disponível em <http://www.dex.ufla.br/~danielff/software.htm>. Acessado em 15 janeiro de 2007.

GÉNERMONT, S., CELLIER, P. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. **Agric. Forest Meteorol.** v. 88, p. 145–167, 1997.

HAMADA, J. Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. Rio de Janeiro. In: **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, 1999.

JACKSON, L.E.; BURGER, M.; CAVAGNARO, T.R. Roots, nitrogen transformations, and ecosystem services. **Annual Review of Plant Biology**. v. 59, p. 341-363, 2008.

KEENEY, D.R., NELSON, D.W. Nitrogen inorganic forms. In: PAGE, A.L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. (ed.) **Methods of Soil Analysis**, Part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy – Soil Sci. Soc. Am., Madison, p. 643-698. 1982.

MARTINES, A.M., NOGUEIRA, M.A., SANTOS, C.A., NAKATANI, A.S., ANDRADE, C.A., COSCIONE, A.R., CANTARELLA, H., SOUSA, J.P., CARDOSO, E.J.B.N. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. **Bioresource Technology**. v. xx, p. xx-xx, 2010.

Nômmik, H. Assessment of Volatilization Loss of Ammonia from Surface-Applied Urea on Forest Soil by N15 Recovery. **Plant and Soil**. v. 38, p. 589-603, 1973

PAVAN, M.A., BLOCH, M.F., ZEMPULSKI, H.C., MIYAZAWA, M., ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992, 40 p. (Circular técnica, 76).

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment**. Lancaster: Technomic publishin, 339 p. 1994.

SAS-Institute, 1999. SAS/STAT User's Guide Version 8.02 (Software). **SAS Institute Inc.**, Cary.

SOMMER, S.G., ERSBØLL, A.K. Soil tillage effects on ammonia volatilization from surface-applied or injected animal slurry. **J. Environ. Qual.** v. 23, p. 493–498, 1994.

SOMMER, S.G.; GÉNERMONT, S.; CELLIER, P.; HUTCHINGS, N.J.; OLESEN, J.E.; MORVAN, T. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **European Journal of Agronomy.** v. 19, p. 465-486, 2003.

SOMMER, S.G., HUTCHINGS, N.J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction – invited paper. **Eur. J. Agron.** v. 15, p. 1–15, 2001.

THOMPSON, R.B., MEISINGER, J.J. Managements factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal of Environmental Quality.** v. 31, p. 1328-1338, 2002.

VAN DER STELT, B., TEMMINGHOFF, E.J.M., VAN VLIET, P.C.J., VAN RIEMSDIJK, W.H. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. **Bioresource Technology.** v. 98, p. 3449–3455, 2007.

ZANTA, V.M.; Rarinho, M.J.M.R; Lange, L.C.; Pessin, N. Resíduos sólidos, saúde e meio ambiente: impactos associados aos lixiviados de aterro sanitário. In: Castilhos Júnior, A.B. (Ed) **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: Prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Florianópolis: PROSAB, p.1-15, 2006.

ZHANG, H.H., HE, P.J., SHAO, L.M. Ammonia volatilization, N₂O and CO₂ emissions from landfill leachate-irrigated soils. **Waste Management.** v. 30, p. 119-124, 2010.

ZHOU, S.; NISHIYAMA, K.; WATANABE, Y.; HOSOMI, M. Nitrogen Budget and ammonia volatilization in paddy fields fertilized with liquid cattle waste. **Water, Air, Soil Pollution.** v. 201, p. 135-147, 2009.