



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

LUCIANA CADIOLI PANCHONI

**POTENCIAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COMO
FONTE DE NUTRIENTES E EFEITOS EM PROPRIEDADES
DO SOLO**

Londrina
2011

LUCIANA CADIOLI PANCHONI

**POTENCIAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COMO
FONTE DE NUTRIENTES E EFEITOS EM PROPRIEDADES
DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Microbiologia.

Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira

Londrina
2011

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

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

P188p Panchoni, Luciana Cadioli.

Potencial de lixiviado de aterro sanitário como fonte de nutrientes e efeitos em propriedades do solo / Luciana Cadioli Panchoni. – Londrina, 2011. 52f. : il.

Orientador: Marco Antonio Nogueira.

Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, 2011.

Inclui bibliografia.

1. Solos – Lixiviação – Teses. 2. Solos – Enzimas – Teses. 3. Solos – Bioquímica – Teses. 4. Resíduos sólidos – Teses. 5. Plantas – Nutrientes – Teses. 6. Aterro sanitário – Teses. 7. Microbiologia do solo – Teses. I. Nogueira, Marco Antonio. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia. III. Título.

CDU 631.432.3

LUCIANA CADIOLI PANCHONI

**POTENCIAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COMO FONTE
DE NUTRIENTES E EFEITOS EM PROPRIEDADES DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Mestre em Microbiologia.

BANCA EXAMINADORA

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

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

Dra. Diva de Souza Andrade
IAPAR – Londrina – PR

Londrina, 28 de fevereiro de 2011.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família que me ofereceu a base para que eu seguisse meus caminhos.

Ao meu orientador, professor Dr. Marco Antonio Nogueira pela orientação.

À professora Dra. Sandra Márcia Cesário Pereira da Silva e à Dra. Diva de Souza Andrade por estarem sempre prontas a ajudar nas necessidades do projeto e todas as pessoas que se envolveram junto com elas.

Aos meus amigos de turma e de laboratório Viviana, Lucilene, Eik e Nagomi, pela amizade e colaboração na realização do trabalho.

Ao professor Dr. Galdino Andrade, à técnica Marta Salvador, à Cristiane Alcantara dos Santos, à Kellen Banhos do Carmo, à Dáfila Fagotti, enfim a toda a equipe do Laboratório de Ecologia Microbiana, que sempre contribuiu para realização do trabalho.

À CAPES pela bolsa concedida.

“Quem decidir se colocar
como juiz da verdade
e do conhecimento
é naufragado pela
gargalhada dos
deuses”

Albert Einstein

PANCHONI, Luciana Cadioli. **Potencial de lixiviado de aterro sanitário como fonte de nutrientes e efeitos em propriedades do solo.** 2011. 53 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido escuro rico em nitrogênio (N) amoniacal, que resulta da decomposição da fração orgânica do resíduo sólido urbano sob condições anaeróbicas, com grande potencial poluente e de alto custo de tratamento. Foram avaliados os efeitos de seis aplicações de doses crescentes de lixiviado de aterro sanitário (0; 32,7; 65,4; 98,1 e 130,8 m³ ha⁻¹ em cada aplicação), sobre o estado nutricional e na produção de biomassa e grãos das culturas de aveia e de milho, respectivamente, e em propriedades químicas, microbiológicas e bioquímicas de um Nitossolo vermelho, em três épocas de amostragem. Durante a cultura do milho foi instalado um tratamento correspondente a 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia. As variáveis relacionadas ao crescimento, nutrição e à produtividade das culturas, em geral aumentaram com as doses de lixiviado. Observou-se que o amônio foi rapidamente convertido a nitrato no solo, podendo ser lixiviado no perfil se não for absorvido pelas plantas. Além do N, o lixiviado é rico em sódio e potássio, resultando em aumento nos teores desses ions no solo, o que também aumentou a condutividade elétrica. Outras variáveis químicas como pH, carbono orgânico total e N total não sofreram influências dos tratamentos com lixiviado, assim como os indicadores microbiológicos. Por sua vez, as propriedades bioquímicas foram mais sensíveis como indicadores. A atividade da desidrogenase diminuiu com as maiores doses, inidicando possível efeito negativo na comunidade microbiana do solo. A atividade asparaginase não variou devido aos tratamentos e a da urease foi aumentada apenas no tratamento com ureia. Os carboidratos solúveis tiveram um aumento nas maiores doses apenas na última amostragem em relação ao controle. Os resultados positivos obtidos com as gramíneas quanto à nutrição e produção de massa de parte aérea ou grãos sugere o potencial do lixiviado como fonte de nutrientes.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. Disposição de efluentes líquidos. Resíduos urbanos. Reaproveitamento de nutrientes. Enzimas do solo.

PANCHONI, Luciana Cadioli. **Potential of landfill leachate as source of nutrients and effects on soil properties.** 2011. 53 f. Dissertation (Master's Degree in Microbiology) – State University of Londrina, Londrina, 2011.

ABSTRACT

Landfill leachate is a dark liquid, rich in ammoniacal nitrogen (N), resulting from decomposition of the organic fraction of solid urban residues under anaerobic conditions, with high polluting potential and treatment costs. The effects of six applications of landfill leachate (0; 32.7; 65.4; 98.1 and 130.8 m³ ha⁻¹ in each application) on the nutritional state and on the biomass and grain yield of oat and maize crops, respectively, and on chemical, microbiological and biochemical properties of a Rhodic Kandudult soil in three sampling dates were assessed. During the maize cropping a treatment corresponding to 120 kg ha⁻¹ of N as urea was installed. Variables related to plant growth, nutrition and yield increased with the levels of leachate. It was observed fast conversion of ammonium to nitrate in the soil, increasing the risk of leaching if not absorbed by plants. Besides N, the leachate is rich in sodium and potassium, resulting in increases of their concentrations in soil, in addition to the electrical conductivity. Other chemical attributes like pH, organic carbon, and total N were not affected by treatments. Microbial indicators also were not affected, but the biochemical indicators did. Dehydrogenase activity decreased with increasing doses, what might indicate a negative effect on soil microbial community. Asparaginase was not affected by treatments, while urease was stimulated only in the treatment with urea. Soluble carbohydrates increased with the higher doses of leachate in the last sampling time in relation to the control. Variables related to plant nutrition and shoot biomass or grain yield showed general increase, suggesting the leachate potential as nutrient source.

Keywords: Urban solid residues. Disposal of liquid effluents. Urban residues. Recycling of nutrients. Soil enzymes.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Croqui do experimento localizado na Fazenda Experimental do Instituto Agronômico do Paraná, em Londrina (PR), indicando a disposição dos blocos e dos tratamentos. 23
- Figura 2** – Representação esquemática dos dados climáticos e eventos ocorridos durante o experimento. Dados climáticos: IAPAR. ETo = evapotranspiração potencial 31
- Figura 3** – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário nos teores de amônio e nitrato nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, na segunda (A) e terceira (B) amostragem. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Teste *t*, $P < 0,05$); ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia. 33
- Figura 4** – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário nos teores de sódio, potássio e na condutividade elétrica nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, na segunda (A) e terceira (B) amostragem. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Teste *t*, $P < 0,05$); ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia 36
- Figura 5** – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário na atividade da desidrogenase (A), teor de carboidratos solúveis em água quente (B), atividades de urease (C), e asparaginase (D) na camada 0-10 cm de profundidade. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa – dms (Teste *t*, $p < 0,05$); ns = não significativo. D0 = sem lixiviado: D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características químicas e granulométricas do solo (0-20 cm) antes da instalação do experimento.....	24
Tabela 2 – Caracterização do lixiviado utilizado em cada aplicação.....	25
Tabela 3 – Produção de biomassa e teores de nutrientes no tecido foliar de plantas de aveia cultivadas em solo que recebeu doses crescentes de lixiviado de aterro sanitário	32
Tabela 4 – Índice de clorofila (unidades SPAD), produtividade de grãos e teores de nutrientes no tecido foliar de plantas de milho cultivadas em solo que recebeu doses crescentes de lixiviado de aterro sanitário	33
Tabela 5 – Efeito das aplicações de lixiviado de aterro sanitário e da época de amostragem nos teores de carbono orgânico e nitrogênio totais do solo; carbono da biomassa microbiana e microrganismos amonificadores e desnitrificantes, na camada 0-10 cm de profundidade	37

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVO	12
3	REVISÃO DE LITERATURA	13
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS E ATERROS SANITÁRIOS	13
3.2	GERAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	14
3.3	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	15
3.4	CARGA ORGÂNICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	16
3.5	TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	17
3.6	APLICAÇÃO DE RESÍDUOS AO SOLO	18
4	MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1	O ATERRO SANITÁRIO DE LONDRINA E O LIXIVIADO PRODUZIDO	22
4.2	CARACTERIZAÇÃO E HISTÓRICO DA ÁREA EXPERIMENTAL	22
4.3	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E APLICAÇÕES DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	22
4.4	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	25
4.5	AMOSTRAGEM DE SOLO	26
4.6	VARIÁVEIS RELACIONADAS ÀS CULTURAS DA AVEIA E DO MILHO	26
4.7	ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO	27
4.8	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS E BIOQUÍMICAS DO SOLO	28
4.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA	29
5	RESULTADOS	30
6	DISCUSSÃO	40
7	CONCLUSÕES	47
	REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

A decomposição dos resíduos sólidos urbanos depositados em um aterro sanitário ou controlado gera um efluente líquido, o lixiviado, rico em nitrogênio (N), principalmente na forma amoniacal, além de sódio (Na), potássio (K) e carbono (C) orgânico. O tratamento biológico desse tipo de efluente é eficiente apenas quando o lixiviado é jovem, em função da alta carga orgânica. Com o tempo de permanência no aterro, o carbono orgânico remanescente é recalcitrante. Para obter maior eficiência no tratamento do lixiviado de aterro antigo deve-se combinar tratamentos físico-químicos e biológicos ou usar outros processos mais sofisticados, como a tecnologia de membranas, o que torna o processo muito caro.

Muitas vezes, mesmo depois de passar por vários processos de tratamento, o lixiviado pode ainda não se adequar aos parâmetros exigidos pelos órgãos ambientais para lançamento nos corpos hídricos, podendo causar contaminação de águas superficiais. Nesse cenário, a disposição no solo tem se tornado uma atrativa forma de destinação de resíduos, ainda mais quando se considera a possibilidade de reciclagem de nutrientes neles contidos.

Devido às suas características físicas, químicas e biológicas, o solo pode servir como um meio depurador de alguns resíduos. Além disso, a sua fertilidade e condicionamento podem ser melhorados, devido à presença de material orgânico e mineral no efluente a ser disposto, que pode servir como fonte de nutrientes, sobretudo N, para as culturas e assim, reduzir alguns custos da produção agrícola.

Uma grande preocupação com a aplicação de lixiviado de aterro sanitário no solo é quanto à lixiviação de nitrato e a volatilização de amônia. Dessa forma, a aplicação em consonância com culturas que tenham alta demanda por N, como é o caso das gramíneas, é uma forma de diminuir os riscos de perdas de N após a disposição de lixiviado de aterro sanitário no solo. As preocupações concernentes à disposição de lixiviado de aterro sanitário ao solo não estão restritas apenas ao N, mas também a potenciais contaminantes xenobiontes, sais ou ainda metais pesados, apesar de o lixiviado de celas mais antigas ter pH elevado, o que causa a sua precipitação. Assim, é importante fazer uma caracterização detalhada

desse resíduo antes de sua aplicação para que se conheçam seus principais constituintes e eventuais problemas que podem causar ao solo e ao ambiente.

2 OBJETIVO

Avaliar os efeitos de aplicações de lixiviado de aterro sanitário em doses crescentes sobre o estado nutricional, produção de biomassa de aveia, produtividade de grãos de milho e em propriedades químicas, microbiológicas e bioquímicas do solo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS E ATERROS SANITÁRIOS

Os resíduos sólidos gerados pela atividade humana podem ter origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, entre outras, apresentando ampla diversidade e complexidade. São ainda considerados resíduos sólidos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, bem como líquidos cujas particularidades impedem o seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos d'água (NBR 10004).

Historicamente os aterros têm sido uma alternativa para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos. Entretanto, num passado não muito distante, e no presente em muitas regiões, os resíduos são depositados em escavações ou depressões naturais no terreno, conhecidas como lixões, sem controle da entrada de água pluvial ou saída da água de drenagem e algumas vezes são queimados a céu aberto para redução do volume, causando também poluição atmosférica. Atualmente, a tecnologia de disposição tem evoluído e os resíduos têm sido depositados em aterros sanitários, os quais são engenheirados com planejamento no que diz respeito à separação dos resíduos, à coleta e tratamento do lixiviado, e ao controle do metano produzido (BARLAZ, 1996).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.305/2010) proíbe a disposição de resíduos sólidos urbanos em lixões ou aterros controlados, os quais devem ser substituídos por aterros sanitários ou industriais, onde só poderão ser depositados resíduos sem qualquer possibilidade de reciclagem e reaproveitamento, obrigando também a compostagem dos resíduos orgânicos. A reciclagem também faz parte dessa nova política, em que os fabricantes, distribuidores e comerciantes ficam obrigados a recolher e destinar para a reciclagem as embalagens de plástico, papel, papelão, de vidro e metálicas usadas. Da mesma forma, pela “logística reversa”, as embalagens de agrotóxicos, pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes e suas embalagens, todos os tipos de lâmpadas e de equipamentos eletroeletrônicos, deverão retornar à sua cadeia de origem para reciclagem.

3.2 GERAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário é um resíduo líquido de elevada carga orgânica e coloração escura, produzido pela decomposição química e microbiológica dos resíduos sólidos orgânicos depositados no solo. A sua composição química é bastante variável, pois, além de depender da natureza dos resíduos depositados, da forma de disposição, manejo e da idade do aterro, é extremamente influenciada por fatores climáticos, dentre os quais podem se destacar a quantidade de chuva e a temperatura (IM et al., 2001; KJELDESEN et al.; 2002; EL FADEL et al., 2002).

Os maiores problemas com geração descontrolada do lixiviado manifestam-se onde ele é gerado (D'ALMEIDA; VILHENA, 2000). Quando disposto em aterro sanitário, os resíduos sólidos são confinados em células, onde se busca minimizar o contato com fontes externas de água. Embora, todo o esforço, a produção de lixiviado é inevitável, pois não é possível o controle total sobre todas as fontes de umidade que interagem com o resíduo sólido, além da água que é naturalmente gerada ao final do processo de decomposição. A produção e gestão dos lixiviados é um dos maiores problemas associados com a operação ambientalmente segura dos aterros sanitários, uma vez que estes resíduos podem causar problemas de poluição considerável em contato com o solo circundante ou com águas de superfície e, portanto, são considerados potenciais poluidores, a menos que medidas preventivas sejam implementadas (BACCINI et al., 1987).

Dois fatores que caracterizam um efluente líquido são a vazão e a composição que, no caso de lixiviados estão relacionados. Assim, o clima tem grande influência na sua formação pela intensidade das precipitações pluviais e das perdas por evaporação. Finalmente, a produção de lixiviados e sua qualidade dependem da natureza dos próprios resíduos, do seu conteúdo de água, do grau de compactação das células, da variação sazonal do clima e da idade do aterro. A produção é geralmente maior quando o resíduo é menos compactado, pois a compactação reduz a taxa de infiltração (LEMA et al., 1998; BAIG et al., 1999). Em períodos chuvosos, a diluição reduz a concentração de seus componentes físico-químicos (MONTEIRO et al., 2002).

3.3 COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

De maneira geral, a composição do lixiviado é complexa, com quatro frações principais: matéria orgânica dissolvida (formada principalmente por metano, ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos), compostos orgânicos xenobióticos (representados por hidrocarbonetos aromáticos, compostos de natureza fenólica e compostos organoclorados alifáticos), macrocomponentes inorgânicos (dentre os quais se destacam Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^-) e metais potencialmente tóxicos (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} e Zn^{2+}) em concentrações variáveis (CHRISTENSEN et al., 2001), dependendo da origem dos resíduos aterrados e da idade do aterro.

A decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos em aterro dá-se em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Durante essas fases, a suscetibilidade ao carreamento ou arraste de substâncias químicas pelo líquido que escoar se modifica drasticamente. As reações bioquímicas que ocorrem no interior da massa de resíduos sólidos em decomposição modificam as substâncias, tornando-as mais ou menos suscetíveis ao arraste pelo líquido que percola pelo resíduo. Dessa forma, a composição do lixiviado se altera, dependendo da fase em que se encontra o processo (D'ALMEIDA; VILHENA, 2000).

Os aterros jovens contêm grandes quantidades de material orgânico biodegradável, no qual o material orgânico particulado complexo é hidrolisado e convertido em compostos dissolvidos mais simples pela ação de enzimas extracelulares, seguida de uma rápida fermentação anaeróbica, na qual são metabolizados ácidos graxos voláteis, álcoois, gás carbônico e hidrogênio no interior das células. Esta fase é chamada acidogênica e leva à liberação de grandes quantidades de ácidos graxos voláteis, até 95% do conteúdo orgânico (WELANDER et al., 1997). Na fase acetogênica que vem a seguir, as bactérias oxidam os produtos gerados anteriormente e produzem ácidos graxos voláteis, hidrogênio e dióxido de carbono. Quando o aterro amadurece, a fase metanogênica tem início e os ácidos graxos voláteis são convertidos em biogás, por microrganismos estritamente anaeróbios constituídos por arqueias metanogênicas. A fração orgânica do lixiviado torna-se recalcitrante, formada principalmente por substâncias húmicas (CHIANG; DEWALLE, 1976).

Na fase metanogênica, a capacidade de biodegradação dos lixiviados é menor por conta do acúmulo de substâncias de difícil degradação biológica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, provenientes da decomposição do material orgânico, os quais também contribuem para a coloração escura dos lixiviados. Além disso, o lixiviado de aterros na fase metanogênica frequentemente contém altas concentrações de amônia, o que constitui sério problema ambiental devido seu potencial de eutrofização de corpos aquáticos e efeitos tóxicos (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2003; WELANDER et al., 1997).

A maior parte do nitrogênio encontrado em lixiviados está na forma amoniacal devido às condições anaeróbias prevalentes nos aterros. A concentração das formas minerais de N é bastante variável, dependente da natureza e da idade do aterro, em que as variações podem ser de 0 - 1250 mg L⁻¹ para amônia, 0 - 9,8 mg L⁻¹ para nitrato e é de 1,5 mg L⁻¹ para nitrito segundo Wakida e Lerner (2005) e de < 1 - 3000 mg L⁻¹ para amônia e de 0 - 11 mg L⁻¹ para nitrato, segundo Souto e Povinelli (2007).

3.4 CARGA ORGÂNICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

A celulose e a hemicelulose são os principais compostos orgânicos biodegradáveis dos aterros de resíduos sólidos urbanos. Outro componente importante é a lignina, a qual é recalcitrante à degradação sob condições de anaerobiose e pode inibir a decomposição da celulose e da hemicelulose, por impedir o acesso microbiano a estes carboidratos. Outros compostos biodegradáveis presentes em menores concentrações são as proteínas e os açúcares solúveis (BARLAZ, 1996).

A carga orgânica do lixiviado geralmente apresenta valores máximos nos primeiros anos de funcionamento do aterro e vai decrescendo gradualmente, em decorrência da constante degradação da matéria orgânica. A DQO (Demanda Química de Oxigênio) e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) são indicadores da carga orgânica e do potencial poluente de um efluente (RODRÍGUEZ et al., 2004).

A DQO do lixiviado de aterro sanitário representa o carbono orgânico passível de oxidação por oxidante forte como o dicromato de potássio em meio

ácido e em alta temperatura (160 °C). Por outro lado, a DBO representa a quantidade de O₂ que seria necessária para que o carbono acessível à oxidação microbiana fosse consumido sob condições ideais. Normalmente essa medida é realizada pela incubação da amostra por 5 dias a 20 °C de temperatura, resultando na DBO₅. A razão de DBO/DQO pode ser considerada como uma medida da biodegradabilidade do carbono orgânico presente em um resíduo, indicando maior biodegradabilidade à medida que a relação se aproxima de 1. No caso do lixiviado de aterro sanitário, baixos valores da relação DBO/DQO indicam maior maturidade do aterro e, conseqüentemente, do lixiviado (EL-FADEL et al., 2002; KARGI; PAMUKOGLU, 2003).

Teoricamente, o estágio de maturação em que o aterro se encontra pode ser dividido da seguinte forma (HAMADA, 1997): DBO/DQO > 0,5: aterro novo e instável; 0,1 < DBO/DQO < 0,5: aterro moderadamente estável; DBO/DQO < 0,1: aterro velho e estável. Em aterros com menos de 5 anos, os lixiviados produzidos contêm altas concentrações de sólidos dissolvidos e de matéria orgânica. Por outro lado, os lixiviados mais antigos têm menor biodegradabilidade, porém são mais ricos em nitrogênio amoniacal devido à hidrólise e fermentação de frações nitrogenadas de resíduos biodegradáveis (ONAY; POHLAND, 1998).

3.5 TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O impacto produzido pelo lixiviado de aterro sanitário no ambiente é preocupante. Estudos demonstram que efeitos adversos podem ser observados no solo, mesmo a distâncias superiores a 100 m do aterro, assim como alterações na biota aquática (CHRISTENSEN et al., 2001; BAUN et al., 2003). Por este motivo, a implementação de sistemas de coleta e tratamento é essencial. Em alguns aterros, o lixiviado é coletado e tratado distante do local de produção, geralmente em uma estação de tratamento de esgotos, o que torna o procedimento oneroso.

A forma de tratamento para lixiviados de aterro sanitário mais comum no Brasil é de natureza biológica. Este tipo de processo pode ser considerado eficiente no tratamento de lixiviado de aterro novo, rico em ácidos graxos voláteis e elevada DBO (LOUKIDOU; ZOUBOULIS, 2001; ZOUBOULIS et al., 2004).

Entretanto, vários problemas limitam o tratamento de lixiviado de celas mais antigas (lixiviado maduro), o qual costuma apresentar reduzida disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, altas concentrações de nitrogênio amoniacal e substâncias húmicas (OZTURK et al., 2003; CHRISTENSEN et al., 1998), além de outras substâncias complexas que resultam da condensação de núcleos aromáticos (CHRISTENSEN et al., 1998; TATSI et al., 2003).

O tratamento do lixiviado também emprega processos físico-químicos, os quais se baseiam na coagulação, floculação e sedimentação, que apresentam elevada eficiência de depuração. 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 e baixa eficiência na remoção de compostos recalcitrantes (FREIRE et al., 2000), tornando a eficiência desses processos questionável, além da produção de gases com grande potencial de efeito estufa, como óxido nitroso.

3.6 APLICAÇÃO DE RESÍDUOS AO SOLO

A aplicação de resíduos ao solo tem sido comum desde muitos anos como um processo de tratamento e meio de disposição. Nos tratamentos convencionais, a energia contida nos efluentes é dissipada mediante a mineralização da matéria orgânica e os nutrientes são lançados nos corpos aquáticos receptores, podendo causar eutrofização. Por outro lado, a disposição de efluentes no solo pode contribuir para a produção de alimentos, uma vez que os nutrientes podem ser imobilizados pelas plantas e convertidos em biomassa. A aplicação no solo é considerada o método mais favorável para o controle do aumento de volume de águas residuárias das atividades urbanas e industriais. A reutilização de águas residuárias tratadas em áreas agrícolas ou de pastagens tem sido uma solução efetiva para diminuir custo econômico e ambiental dos problemas causados pela destinação de efluentes (DARWISH et al., 1999; FONSECA, 2001).

O efeito benéfico mais evidente da aplicação de alguns tipos de efluentes no solo é o aumento do potencial de produção agrícola, pela adição de matéria orgânica, que age como um condicionador do solo, pela adição de nutrientes, e fornecimento de água às culturas (LEAL et al., 2010). O contato do efluente com a matriz do solo e a capacidade de absorção das plantas são os responsáveis pela imobilização de nutrientes, diminuindo as chances de causarem danos ambientais. Por outro lado, se a matéria orgânica presente no efluente fosse biodegradada nos corpos aquáticos receptores, causaria um decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido (OD), deteriorando a sua qualidade ou inviabilizando a vida aquática (GIORDANO, 2004), além de causar eutrofização. Por essas razões, aplicações ao solo surgem como uma alternativa de destinação desses resíduos.

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 carbono orgânico estabilizado. A fração orgânica humificada exerce efeitos diretos e indiretos às plantas e microrganismos, e às propriedades do solo, tais como a melhoria das condições físicas (agregação das partículas, aeração, retenção de umidade e permeabilidade); aumento da superfície específica, CTC e efeito tampão; aumento da estabilidade física e química do solo; atua como agente de complexação, quelação e retenção de nutrientes e xenobióticos; exerce efeitos fisiológicos na permeabilidade de membranas, absorção de nutrientes, atividade enzimática e fotossintética; tem ação protetora e atua como fonte de nutrientes para os microrganismos do solo; atua como reservatório de macro e micronutrientes.

Segundo Rajj (1991), o principal nutriente que pode causar problemas ao ambiente é o nitrogênio, principalmente pelo risco de lixiviação de nitrato para os lençóis freáticos. A portaria brasileira 518/04 da agência nacional de vigilância sanitária (ANVISA), que rege a qualidade da água para consumo humano, fixa o valor ao máximo de 10 mg L^{-1} de N-nitrato (expressos em N). O problema de excesso de nitrato pode ocorrer em casos de elevadas aplicações de efluentes ricos em N, ou mesmo pela utilização de fertilizantes orgânicos ou minerais em excesso. Embora em geral haja déficit de N para a maioria das culturas agrícolas no Brasil, existem culturas que recebem doses elevadas de fertilizantes nitrogenados, podendo resultar em perdas de N para as águas sub-superficiais por lixiviação ou

para a atmosfera por desnitrificação ou volatilização de amônia (CANTARELLA et al., 2003; MARTINES et al., 2010), resultando em severos danos ambientais.

Uma preocupação quanto à aplicação de lixiviado de aterro sanitário ao solo advém da possível contaminação por metais pesados. As principais fontes desses elementos nos aterros são as pilhas, as pinturas, tintas, tintas de impressão, entre outras, sendo o cádmio (Cd), zinco (Zn), níquel (Ni) e cobre (Cu) os metais mais comuns. Entretanto, a solubilidade do metal no lixiviado depende do pH, do potencial redox e da solubilidade das espécies de metais depositados, concentração de agentes complexantes (ácidos húmicos) e íons. A solubilidade do metal no lixiviado aumenta com o decréscimo do pH (ERSES; ONAY, 2003). Dessa forma, a contaminação do lixiviado de aterro sanitário por metais pesados é mais provável quando este é proveniente de aterros jovens, ainda nas fases acidogênica e acetogênica, devido aos ácidos produzidos nessas fases que resultam em baixos valores de pH. Essa probabilidade de contaminação diminui à medida que o aterro torna-se maduro e entra na fase metanogênica, condição em que o pH do lixiviado torna-se neutro ou levemente alcalino, o que diminui a solubilidade dos metais. Os metais pesados em excesso podem influenciar negativamente a atividade microbiana e sua toxidez pode se manifestar pela alteração da conformação das enzimas, bloqueio de grupos funcionais essenciais ou pela substituição de íons metálicos. Efeitos negativos do excesso de metais também têm sido observados sobre a respiração e biomassa microbiana do solo, a mineralização do N e a nitrificação (HOLTAN-HARTWIG et al., 2002).

O objetivo da disposição de resíduos no solo é a sua destinação final de forma planejada de modo a não comprometer os componentes ambientais (solo, água, ar, microrganismos e processos microbianos, etc.). No processo de tratamento por aplicação ao solo, utiliza-se do sistema solo-planta para a degradação, assimilação e imobilização dos constituintes do resíduo e dos produtos de sua transformação no meio. O solo exerce papel significativo na disposição de resíduos, atuando como depósito e meio de tratamento para os seus diferentes constituintes químicos (REZENDE, 2003).

A elevada demanda por macronutrientes [N, P (fósforo), K, S (enxofre), Mg (magnésio), Ca (cálcio)] de várias forrageiras e gramíneas, faz dessas culturas umas das melhores opções para o tratamento de águas residuárias por

disposição no solo, resultando em elevada remoção de nutrientes, particularmente de nitrogênio e fósforo (BEVILACQUA et al., 2003).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 O ATERRO SANITÁRIO DE LONDRINA E O LIXIVIADO PRODUZIDO

O depósito de resíduos sólidos do município de Londrina (PR) está situado na região sudeste da cidade (51°06' W, 23°20' S), em 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 CARACTERIZAÇÃO E HISTÓRICO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido na fazenda experimental do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), em Londrina PR (22°22'0.97''S; 51°9'36.98''W), 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 ureia na dose de 45 kg ha⁻¹.

4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E APLICAÇÕES DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com quatro repetições. Foram instalados 5 tratamentos: um controle sem a aplicação de lixiviado (D0), e mais quatro doses: D1, D2, D3 e D4, sendo estas crescentes e calculadas em função do teor de nitrogênio total presente no lixiviado na primeira aplicação,

com o objetivo de fornecer 30, 60, 90 e 120 kg N ha⁻¹, respectivamente, o que resultou em um volume de aplicação de 0, 32,7, 65,4, 98,1 e 130,8 m³ ha⁻¹ de lixiviado, respectivamente. O lixiviado foi aplicado na área por seis vezes, nas seguintes datas: 10 de julho/2008, 12 de agosto/2008, 28 de outubro/2008, 22 de maio/2009, 18 de setembro/2009 e 9 de dezembro/2009. O volume de lixiviado utilizado na primeira aplicação foi fixado para as demais aplicações e posteriormente determinado os teores de N no lixiviado usado nas demais aplicações, sendo que em média as seis aplicações forneceram o correspondente a D0 = 0; D1 = 29,2; D2 = 57,5; D3 = 85,8 e D4 = 115,1 kg ha⁻¹ de N. Um tratamento extra, caracterizado como tratamento com nitrogênio mineral na forma de ureia (UR) foi instalado por ocasião da semeadura da cultura do milho, o qual recebeu 120 kg ha⁻¹ de N, sendo metade aplicada no sulco de semeadura e a outra metade, 40 dias após, em cobertura, também em sulco ao lado da linha de semeadura. 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 as parcelas foram ainda mantidos corredores de 2 m de largura (Figura 1).

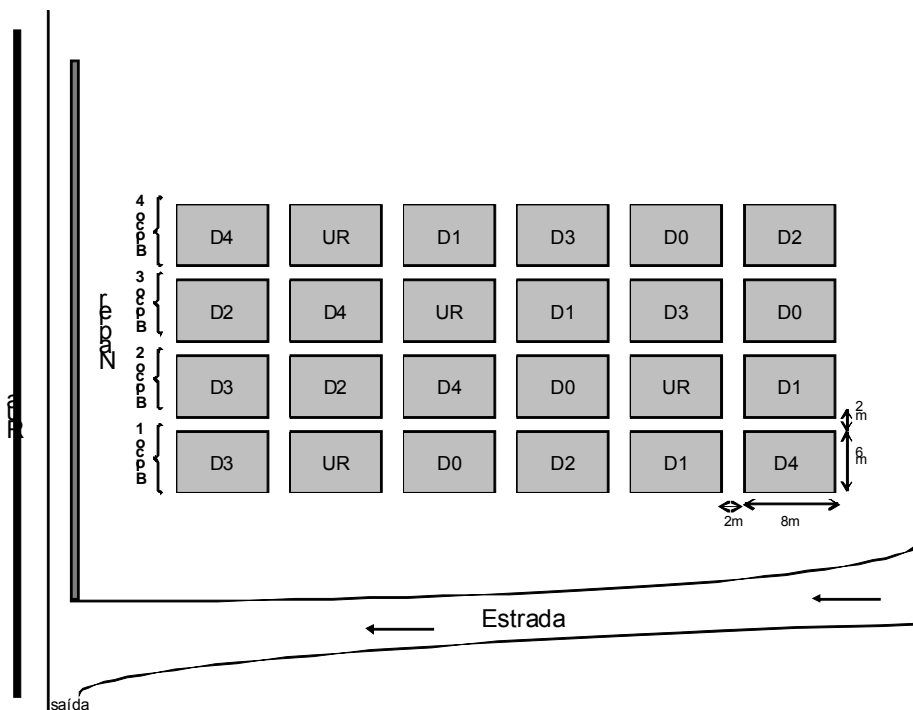


Figura 1 – Croqui do experimento localizado na Fazenda Experimental do Instituto Agrônomo do Paraná, em Londrina (PR), indicando a disposição dos blocos e dos tratamentos.

Os dados apresentados no presente trabalho se referem ao segundo ano da condução do experimento, compreendendo as três últimas aplicações de lixiviado. As avaliações referentes ao primeiro ano agrícola do experimento (2008/2009), compreendendo as três primeiras aplicações do lixiviado, são apresentados em Santos (2010). Em maio (11/05/2009) foi semeada aveia preta (variedade IAPAR 61) como cobertura de solo, sem o uso de qualquer fertilizante, logo após a colheita da cultura do milho (*Zea mays*) do primeiro ano de experimento. A semeadura do milho no segundo ano foi realizada em 14 de novembro de 2009, diretamente sobre a palhada de aveia, utilizando o híbrido 2B710 da Dow AgroSciences, sem adubação mineral, com a finalidade de se avaliar o efeito residual dos nutrientes aplicados via lixiviado, sobretudo o N, no teor de nutrientes nas plantas e na produtividade de grãos da cultura.

A tabela 1 apresenta algumas características químicas e granulométricas do solo antes da instalação do experimento, em 2008.

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

Propriedades do solo	Atributos	Valores
Químicas	P disponível (Mehlich I) (mg dm^{-3})	20.4
	C total (g kg^{-1})	16.2
	Matéria orgânica (g kg^{-1})	33.2
	pH ($0.01 \text{ mol L}^{-1} \text{ CaCl}_2$)	6.0
	Al ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0.0
	H + Al ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	3.42
	Ca ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	4.32
	Mg ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	3.29
	K ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1.65
	Soma de bases (Ca + Mg + K) ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	9.26
	CTC ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	12.68
	Saturação por bases (%)	73.02
	Frações	Areia (%)
Granulométricas	Silte (%)	14
	Argila (%)	80

4.4 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

Em cada aplicação, amostras do lixiviado foram coletadas para posterior caracterização de suas propriedades físico-químicas, sendo que o pH e a condutividade elétrica (CE) foram medidos diretamente na amostra de lixiviado. O carbono, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) e sólidos totais foram determinados conforme método descrito em APHA-AWWA (1999) (Tabela 2).

Tabela 2 – Caracterização do lixiviado utilizado em cada aplicação

Variável/ Aplicações	2008/2009			2009/2010		
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a
C total (g L ⁻¹)	0,173	0,197	0,178	0,147	0,060	0,024
N total (g L ⁻¹)	0,92	1,22	1,22	1,12	0,50	0,27
N amoniacal (g L ⁻¹)	0,85	1,09	1,12	1,03	0,46	0,20
N nítrico (g L ⁻¹)	0,013	0,008	0,008	0,008	0,006	0,025
Condutividade (dS m ⁻¹)	13,74	13,42	11,95	9,320	6,610	5,910
pH	8,81	8,16	8,07	8,15	8,45	7,94
DBO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	150	84	171	110	72,5	98
DQO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	2325	2208	1728	1587	714	1037
DBO/DQO	0,06	0,04	0,1	0,07	0,1	0,1
Alcalinidade (mg CaCO ₃ ·L ⁻¹)	5749	6177	5496	4741	2362	3890
Sólidos totais (mg·L ⁻¹)	11724	8260	7250	3250	3850	2536
Cloreto (mg·L ⁻¹)	1823	2414	3550	2059	1057	985
Na (mg L ⁻¹)	1118	1118	1009	899	596	456
K (mg L ⁻¹)	1169	1267	1092	1038	554	472
Cr (µg L ⁻¹)	247	410	161	93	120	155
Cu (µg L ⁻¹)	<10	160	<10	341	327	537
Pb (µg L ⁻¹)	54	186	78	152	192	181

4.5 AMOSTRAGEM DE SOLO

Foram realizadas 3 amostragens de solo no segundo ano agrícola, sendo que a primeira ocorreu 9 dias após a quarta aplicação de lixiviado (01/06/2009), a segunda aconteceu 17 dias após a quinta aplicação (05/10/2009) e a terceira foi no florescimento do milho e cerca de 55 dias após a terceira aplicação (03/02/2010). 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, passadas por peneira com malha de 4 mm. A primeira amostragem foi realizada apenas na camada superficial (0-10 cm). As amostras da profundidade 0-10 cm em umidade de campo foram analisadas quanto aos parâmetros microbiológicos e bioquímicos. As análises químicas foram feitas em todas as profundidades, nas amostras secas a 60 °C e todos os resultados foram expressos com base em solo seco a 105 °C.

4.6 VARIÁVEIS RELACIONADAS ÀS CULTURAS DE AVEIA E MILHO

Para determinação do teor de nutrientes no tecido foliar das plantas de aveia foram coletadas as folhas bandeiras de 30 plantas por parcela, as quais foram lavadas, secas em estufa a 60 °C e posteriormente moídas em um moinho tipo Willey, provido de peneira de aço inoxidável de 0,42 mm e submetido às determinações das concentrações dos nutrientes [N, P, K, Ca, Mg, Cu, B (boro), Mn (manganês), Zn]. O N, após obtido o extrato sulfúrico, teve sua concentração determinada pelo método Semi-micro-Kjeldahl, descrito por Malavolta et al. (1989). A obtenção do extrato nítrico-perclórico (SARRUGE; HAAG, 1974) foi utilizada para a determinação dos demais nutrientes, sendo que o P foi determinado por colorimetria (MURPHY; RILEY, 1962) e os demais nutrientes por espectrofotometria de absorção atômica (MALAVOLTA et al., 1989). Para avaliação da biomassa da aveia, plantas foram cortadas rente ao solo em 1 m linear de cada parcela e levadas para secar em estufa a 60 °C; depois de secas as plantas foram pesadas e a produção de biomassa seca estimada em kg ha⁻¹.

Já para determinação de nutrientes no tecido foliar das plantas de milho, foi utilizado o terço médio da primeira folha superior e oposta à primeira espiga de 10 plantas de cada parcela, coletadas na época do florescimento, desprezando-se a nervura central. O procedimento de determinação das concentrações nutrientes foi o mesmo apresentado anteriormente para a aveia. As folhas amostradas para a determinação de nutrientes foram previamente avaliadas quanto ao teor de clorofila por meio de um medidor portátil de clorofila em unidades SPAD (ClorofiLOG[®] CFL 1030, FALKER, Porto Alegre RS). Para a produtividade de grãos, foram coletadas as espigas das plantas da fileira central da parcela após a maturação fisiológica, desprezando-se 1 m de bordadura de cada lado e os resultados expressos em kg ha⁻¹ após a correção de umidade para 13%.

4.7 ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO

O N mineral (amônio e nitrato) foi extraído das amostras de 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 padronizada (KEENEY; NELSON, 1982).

Para determinação dos teores de sódio e potássio, o extrato foi feito a partir de 5 cm³ de terra com 20 mL de solução extratora Mehlich I, de onde retirou-se uma alíquota do extrato 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 água 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 sulfúrica da amostra seguida de destilação (BREMNER; MULVANEY, 1982).

4.8 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS E BIOQUÍMICAS DO SOLO

A biomassa microbiana de C foi determinada pelo método de fumigação-extração descrito por Vance et al. (1987). Foram pesadas duas subamostras de terra 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 (sulfato de potássio) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ e filtradas. O carbono orgânico no extrato das duas alíquotas foi quantificado pela oxidação com $K_2Cr_2O_7$ (dicromato de potássio) e titulação do remanescente com sulfato ferroso amoniacal (ANDERSON; INGRAM, 1993).

A estimativa do número mais provável (NMP) de microrganismos amonificadores foi realizada de acordo com Sarathchandra (1978). Amostras de 10 g de terra com umidade natural foram suspensas em 90 mL de solução salina (NaCl 0,85%) e diluídas serialmente até 10^{-9} . Foram inoculados 250 μL das diluições 10^{-4} a 10^{-8} em quintuplicata em microtubos contendo 1 mL do meio de cultura e incubados em aerobiose por 4-5 dias a $28 \text{ }^\circ\text{C}$ no escuro. A presença de amônia foi observada pela mudança da cor do meio de cultura de amarelo para lilás, contando-se o número de microtubos positivos. Considerando o número de tubos positivos em cada diluição, foi feita a estimativa do NMP de microrganismos amonificadores 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 amonificadores, com a diferença apenas do meio de cultura e da incubação, feita em anaerobiose por 14 dias no escuro a $28 \text{ }^\circ\text{C}$. A ausência de nitrato ou nitrito após a incubação pelo uso de uma solução de difenilamina indicou os tubos positivos. O procedimento para a estimativa foi o mesmo descrito para amonificadores.

Na avaliação da atividade da desidrogenase (CASIDA JUNIOR et al., 1964) foi utilizada uma solução 1,5% de cloreto de trifetil tetrazólio (TTC) como substrato, na proporção 1:1. Após incubação da amostra com a solução de TTC a $37 \text{ }^\circ\text{C}$ por 24 h, foi realizada extração com metanol e o extrato lido em espectrofotômetro a 485 nm .

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 H₂SO₄ 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.

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 ureia 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.

4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos à análise de variância e a comparação das médias dos tratamentos em relação ao controle sem adição de lixiviado de aterro sanitário foi feita pelo teste *t* (LSD) a 5% de significância dentro de cada época de amostragem. Algumas variáveis que não sofreram efeitos dos tratamentos foram comparadas quanto ao efeito das épocas de amostragem. Todas as análises foram realizadas com o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 1999).

5 RESULTADOS

Durante o período do experimento, que foi da primeira aplicação de lixiviado em julho de 2008 até o final da cultura do milho em abril de 2010, a temperatura média diária variou entre 8,9 °C e 28,8 °C. Os meses de novembro/2009 e fevereiro/2010 tiveram as temperaturas médias mais elevadas do período, em torno de 25 °C, enquanto que junho/2009 foi o mês com menor temperatura média mensal, 15,2 °C. A pluviosidade foi maior nos meses de outubro/2009 e janeiro/2010, com 396,3 mm e 352,4 mm, respectivamente. Os meses mais secos foram julho/2008 e abril/2009 com 24 mm e 41,8 mm, respectivamente. Entre a quarta aplicação de lixiviado (maio/2009) e a primeira amostragem (junho/2009) houve precipitação de 30,4 mm em 9 dias. Da quinta aplicação (setembro/2009) até a segunda amostragem (outubro/2009) se passaram 17 dias e houve uma precipitação de 72,2 mm. Da sexta aplicação (dezembro/2009), até a terceira amostragem (fevereiro/2010) ocorreram 594,8 mm de chuva em 56 dias. Entre a primeira amostragem de solo (junho/2009) até a segunda (outubro/2009) decorreram 127 dias e ocorrência de 649 mm de chuva. Entre a segunda até terceira amostragem (fevereiro/2010), houve precipitação de 1261,4 mm em 120 dias. A evapotranspiração potencial (ET_p) variou de 0,48 a 11,05 mm dia⁻¹, mas em geral houve predomínio da precipitação sobre a evapotranspiração, especialmente no segundo ano agrícola, o objeto desse estudo, indicando predomínio de fluxo descendente de água no perfil do solo. Os dados de temperatura média, precipitação pluvial e evapotranspiração potencial foram obtidos na estação meteorológica do Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR, localizada a cerca de 1000 m da área experimental (Figura 2).

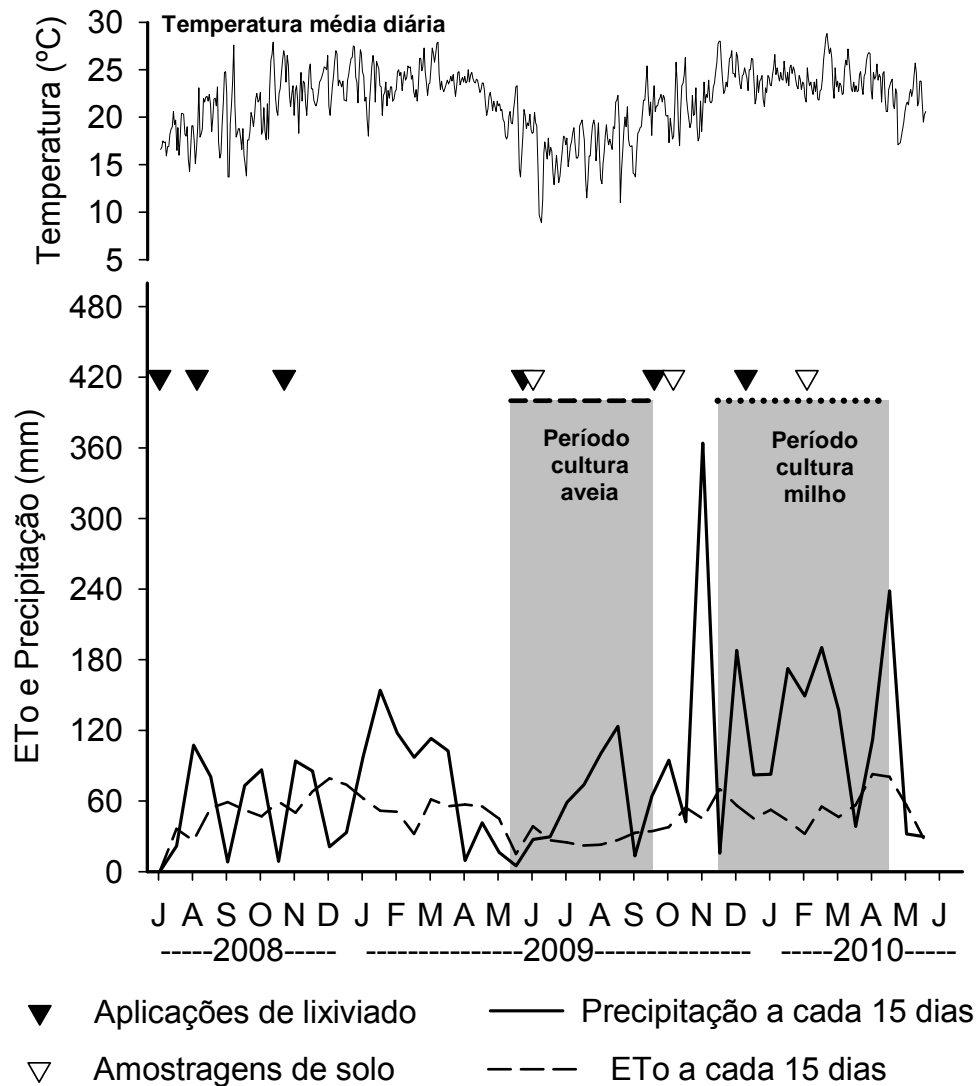


Figura 2 – Representação esquemática dos dados climáticos e eventos ocorridos durante o experimento. Dados climáticos: IAPAR. ETo = evapotranspiração potencial.

A biomassa da aveia e o teor foliar da maioria dos nutrientes foram influenciados positivamente pelo aumento das doses de lixiviado, com destaque para os aumentos dos teores de N e P. O tratamento com ureia resultou em produção de biomassa similar ao tratamento controle, já que o fertilizante tinha sido aplicado apenas na cultura do milho do ciclo agrícola anterior na safra 2008/2009 (Tabela 3).

Tabela 3 – Produção de biomassa e teores de nutrientes no tecido foliar de plantas de aveia cultivadas em solo que recebeu doses crescentes de lixiviado de aterro sanitário.

Variáveis	Tratamentos						P>F
	D0	D1	D2	D3	D4	UR	
Biomassa (Mg ha ⁻¹)	8,53	10,25	12,31	19,66*	23,24*	12,47	0,01
N (g kg ⁻¹)	31,29	32,62	35,28*	35,65*	37,87*	34,30*	<0,001
P (g kg ⁻¹)	4,22	4,55	4,94*	4,97*	5,04*	4,29	0,004
K (g kg ⁻¹)	22,25	22,00	22,25	20,00*	21,25	20,25*	0,15
Ca (g kg ⁻¹)	3,95	3,61	3,93	3,61	3,53	4,75*	0,003
Mg (g kg ⁻¹)	1,94	2,06	2,33*	2,17	2,21*	2,48*	0,007
Cu (mg kg ⁻¹)	8,97	9,77	10,51*	10,42*	10,42*	10,00*	0,01
Zn (mg kg ⁻¹)	33,40	37,47	43,16*	42,27*	43,67*	38,77*	0,004
B (mg kg ⁻¹)	48,00	50,99	56,02	43,56	44,82	50,83	0,62
Mn (mg kg ⁻¹)	115,87	123,95	118,30	114,63	116,70	120,25	0,81

Médias seguidas por * diferem do controle pelo teste *t*. D0 = controle sem lixiviado; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia na cultura do milho no cultivo anterior.

Considerando a cultura do milho, as doses de lixiviado também influenciaram positivamente o teor de clorofila, a produtividade de grãos, o teor de N foliar e a maioria dos demais nutrientes, com destaque para P e K. O teor de clorofila nas folhas aumentou com as doses e todos os tratamentos diferiram do controle sem lixiviado. Comportamento semelhante foi observado para os teores foliares de N. A produtividade de grãos foi responsiva à adição de lixiviado já na primeira dose, com todos tratamentos diferindo do controle. Os teores de nutrientes no tecido foliar do milho tiveram efeitos mais evidentes dos tratamentos do que os nutrientes no tecido foliar da aveia (Tabela 4).

Tabela 4 – Índice de clorofila (unidades SPAD), produtividade de grãos e teores de nutrientes no tecido foliar de plantas de milho cultivadas em solo que recebeu doses crescentes de lixiviado de aterro sanitário.

Variáveis	Tratamentos						P>F
	D0	D1	D2	D3	D4	UR	
Índice de clorofila	39,50	48,00*	54,25*	54,50*	56,00*	57,50*	<0,001
Grãos (kg ha ⁻¹)	4703,1	7179,7*	8281,3	7994,8	8807,3	8726,6	<0,001
			*	*	*	*	
N (g kg ⁻¹)	18,75	24,00*	26,75*	29,00*	30,50*	32,00*	<0,001
P (g kg ⁻¹)	2,57	3,29*	4,03*	4,19*	4,39*	4,70*	<0,001
K (g kg ⁻¹)	19,75	23,25*	23,25*	24,31*	24,62*	21,50	0,008
Ca (g kg ⁻¹)	4,79	4,26	4,53	4,37	4,32	5,17	0,02
Mg (g kg ⁻¹)	3,45	2,99	3,10	2,89	2,59*	4,04*	0,02
Cu (mg kg ⁻¹)	4,28	6,24*	8,15*	8,25*	9,09*	10,51*	<0,001
Zn (mg kg ⁻¹)	11,85	15,69*	16,68*	17,21*	19,85*	24,82*	<0,001
B (mg kg ⁻¹)	26,72	31,53*	24,79	30,83	36,60*	34,12*	0,01
Mn (mg kg ⁻¹)	52,28	53,40	56,45	56,33	59,99*	74,55*	<0,001

Médias seguidas por * diferem do controle pelo teste *t*. D0 = controle sem lixiviado; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia.

Na primeira amostragem, realizada apenas na camada superficial de 0-10 cm, os teores de nitrato variaram de 28 a 74 mg kg⁻¹, na menor e na maior dose respectivamente, sendo que no controle (D0), o teor de nitrato foi de 13 mg kg⁻¹ (P>F <0,001). Os teores de amônio não foram influenciados pelos tratamentos, com uma média geral de 4,5 mg kg⁻¹ (P>F = 0,50) (dados não apresentados).

Na segunda amostragem, o teor de nitrato continuou a aumentar de acordo com os tratamentos, com efeito significativo das doses até a profundidade 20-40 cm (Figura 3A). A terceira amostragem foi realizada com maior intervalo após a aplicação de lixiviado e os teores de nitrato foram menores que na segunda amostragem. Entretanto, ainda foi possível detectar algumas diferenças entre os tratamentos na profundidade 20-40 cm (Figura 3B). Nas duas amostragens em profundidade, o teor de amônio no solo também não foi alterado pelos tratamentos (Figura 3A e 3B). Em todas as amostragens, o pH não sofreu alteração com as

doses de lixiviado em nenhuma das profundidades (Figura 3). Na primeira amostragem o pH médio foi 6,0 na camada 0-10 cm.

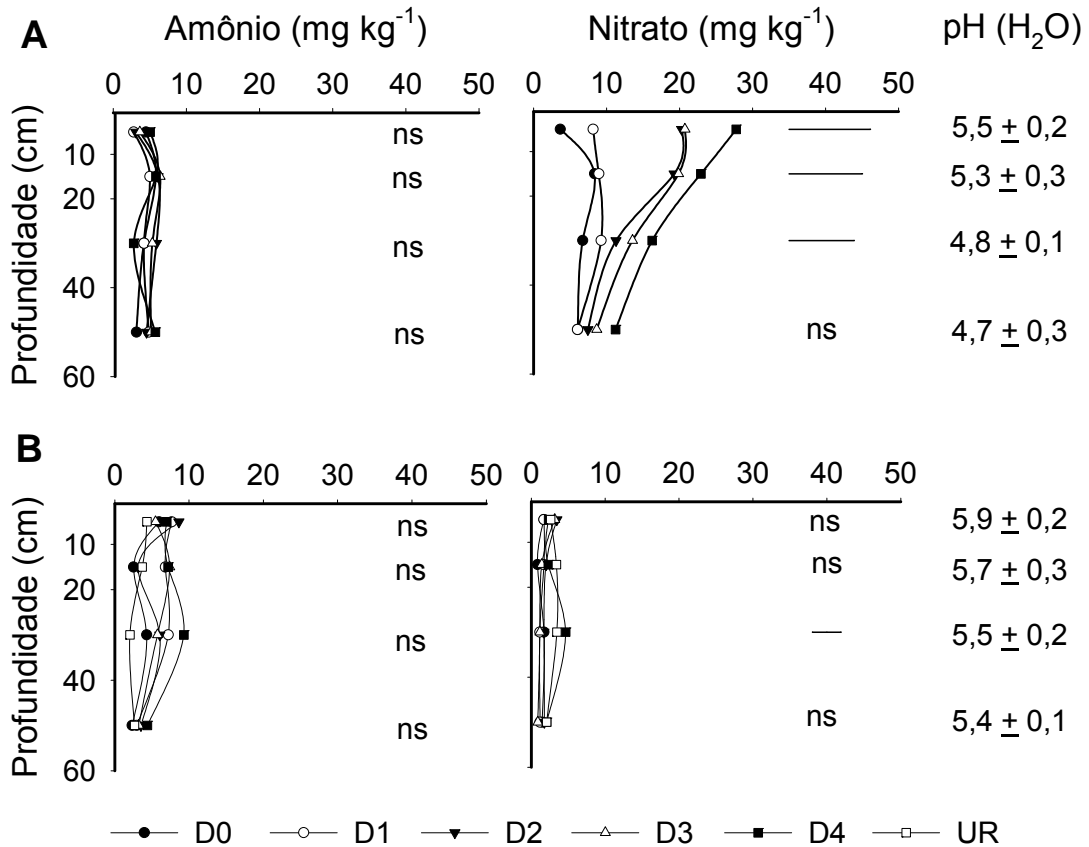


Figura 3 – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário nos teores de amônio e nitrato nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, na segunda (A) e terceira (B) amostragem. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Teste *t*, $P < 0,05$); ns = não significativo. D0 = sem lixiviado; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹; UR = 120 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia.

Os teores de sódio, potássio e condutividade elétrica obtidos na primeira amostragem e realizada apenas na profundidade 0-10 cm, não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos, sendo que os teores médios foram 33,30 mg kg⁻¹ de sódio ($P > F = 0,97$), 287,21 mg kg⁻¹ de potássio ($P > F = 0,42$) e condutividade elétrica de 0,34 dS m⁻¹ ($P > F = 0,67$) (dados não apresentados).

Na segunda amostragem, o teor de sódio variou significativamente nas profundidades de 10-20, 20-40 e 40-60 cm. Nota-se que houve um

deslocamento do sódio ao longo do perfil do solo, com aumentos significativos nas maiores doses em relação ao controle (Figura 4A). Na terceira amostragem, apenas na profundidade 40-60 cm não houve diferenças significativas entre os tratamentos para essa variável, entretanto as variações foram pequenas quando comparadas à amostragem anterior, evidenciando que nessa época a maior parte do sódio havia sido deslocada para profundidades maiores que 60 cm do perfil do solo (Figura 4B).

Quanto ao potássio, na segunda amostragem houve diferenças significativas em todas as profundidades como consequência da aplicação do lixiviado, em que em geral as doses resultaram em maiores teores em relação ao controle (Figura 4A). Na terceira amostragem houve diferenças significativas apenas na profundidade 0-10 cm e uma redução geral dos teores em relação à amostragem anterior (Figura 4B), porém menos intensa que a observada para o sódio.

A condutividade elétrica apresentou poucas diferenças significativas entre os tratamentos. Os poucos efeitos foram observados apenas na segunda amostragem nas profundidades 0-10 e 40-60 cm, em que as três maiores doses de lixiviado resultaram em maior condutividade em relação ao controle. Entretanto, esses efeitos desapareceram na terceira amostragem (Figura 4A e 4B).

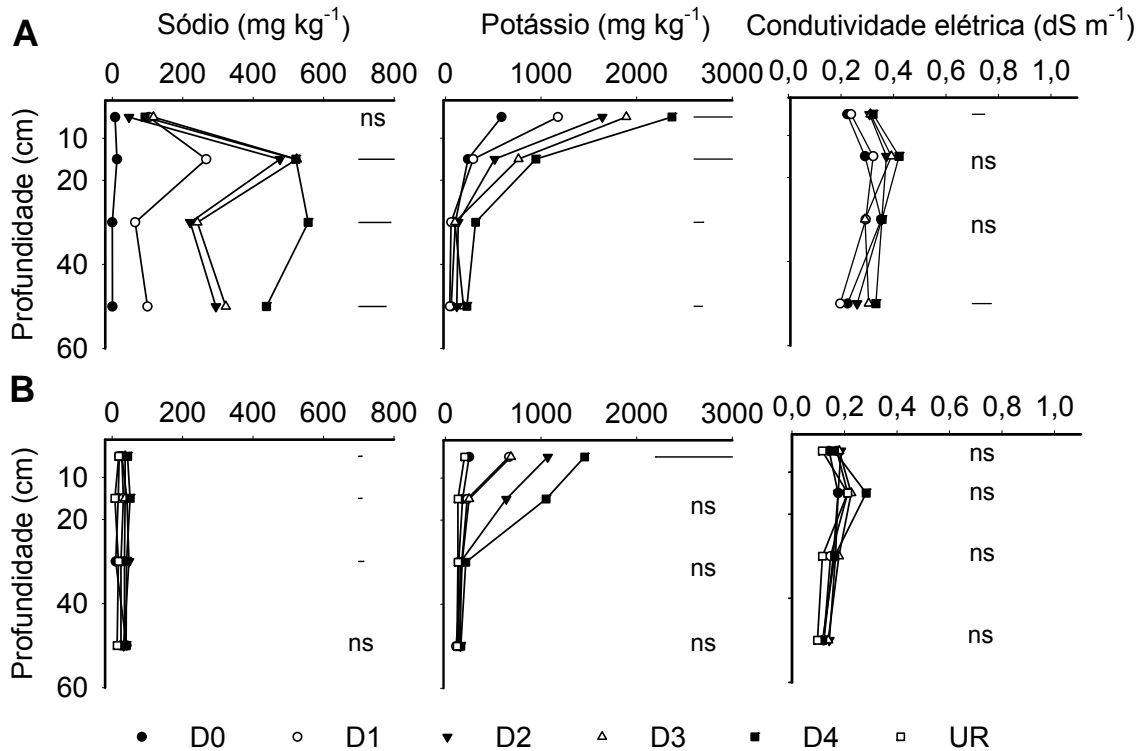


Figura 4 – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário nos teores de sódio, potássio e na condutividade elétrica nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, na segunda (A) e terceira (B) amostragem. Barras horizontais indicam a diferença mínima significativa (Teste *t*, $P < 0,05$); ns = não significativo. D0 = sem lixiviado; 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 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = 120 kg ha^{-1} de N na forma de ureia.

Os teores de carbono orgânico total e nitrogênio total não foram influenciados pelos tratamentos em nenhuma das amostragens, assim como as variáveis microbiológicas, carbono da biomassa microbiana, microrganismos amonificadores e desnitrificantes. Entretanto, em algumas dessas variáveis houve um efeito das épocas de amostragem, principalmente um aumento da biomassa microbiana de carbono na terceira amostragem (Tabela 5).

Tabela 5 – Efeito das aplicações de lixiviado de aterro sanitário e da época de amostragem nos teores de carbono orgânico e nitrogênio totais do solo; carbono da biomassa microbiana e microrganismos amonificadores e desnitrificantes, na camada 0-10 cm de profundidade.

Época de Amostragem	Tratamentos					Média	P>F (época)
	D0	D1	D2	D3	D4		
Carbono orgânico total (g kg⁻¹)							
01/06/09	13,9 ± 2,0	14,9 ± 1,4	15,1 ± 0,3	15,1 ± 2,5	15,3 ± 0,5	14,9 a	
	15,1 ± 0,9	15,5 ± 0,8	15,7 ± 0,8	16,5 ± 1,1	15,6 ± 0,2	15,6 a	0,06
03/02/10	15,3 ± 0,6	14,9 ± 1,2	15,3 ± 1,1	15,3 ± 1,0	14,9 ± 0,3	15,1 a	
	Nitrogênio total (g kg⁻¹)						
01/06/09	1,5 ± 0,0	1,5 ± 0,1	1,5 ± 0,2	1,6 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,5 a	
	1,4 ± 0,1	1,5 ± 0,1	1,5 ± 0,0	1,6 ± 0,1	1,5 ± 0,1	1,5 a	0,63
03/02/10	1,7 ± 0,1	1,5 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,4 ± 0,4	1,6 ± 0,1	1,5 a	
	Carbono da biomassa (µg g⁻¹)						
01/06/09	364 ± 124	202 ± 124	352 ± 171	280 ± 147	246 ± 52	289,0 b	
	189 ± 62	150 ± 66	135 ± 60	184 ± 86	155 ± 69	162,6 c	<0,001
03/02/10	513 ± 99	582 ± 120	516 ± 224	549 ± 232	616 ± 96	555,3 a	
	Amonificadores (Log NMP g⁻¹)						
01/06/09	6,2 ± 0,3	5,7 ± 0,4	5,7 ± 0,5	6,4 ± 0,3	6,3 ± 0,3	6,1 b	
	6,2 ± 0,3	6,1 ± 0,4	6,1 ± 0,5	6,2 ± 0,3	6,4 ± 0,3	6,2 b	< 0,001

	0,2	0,3	0,2	0,4	0,3			
03/02/10	6,5 ±	6,6 ±	6,6 ±	6,5 ±	6,5 ±	6,5 a		
	0,3	0,3	0,5	0,2	0,3			
	Desnitrificantes (Log NMP g⁻¹)							
01/06/09	5,3 ±	4,9 ±	5,5 ±	5,7 ±	5,4 ±	5,4 a		
	0,2	0,3	0,2	0,4	0,5			
05/10/09	4,7 ±	5,3 ±	5,2 ±	5,0 ±	5,2 ±	5,1 b	0,02	
	0,6	0,7	0,3	0,7	0,5			
03/02/10	4,8 ±	4,9 ±	5,1 ±	5,0 ±	5,3 ±	5,0 b		
	0,2	0,4	0,3	0,8	0,3			

Médias de épocas de amostragem seguidas pela mesma letra, não diferem entre si pelo teste *t*. D0 = sem lixiviado; D1 = 32,71 m³ ha⁻¹; D2 = 65,42 m³ ha⁻¹; D3 = 98,13 m³ ha⁻¹; D4 = 130,83 m³ ha⁻¹.

A atividade da enzima desidrogenase diminuiu com o aumento das doses de lixiviado, em todas as amostragens, sendo que na última amostragem o tratamento com ureia também teve menor atividade do que o controle (Figura 5A).

O teor de carboidratos solúveis em água quente não diferiu entre os tratamentos na primeira e na segunda amostragem, porém os teores foram maiores nessas duas primeiras amostragens em relação à terceira. Por sua vez, os efeitos dos tratamentos foram evidentes na terceira amostragem, em que houve um aumento com as doses de lixiviado, especialmente nas doses 3 e 4, em relação ao controle (Figura 5B).

Quanto às enzimas relacionadas ao ciclo do nitrogênio, as atividades da urease e da asparaginase não foram influenciadas pelos tratamentos com lixiviado (Figura 5C e 5D).

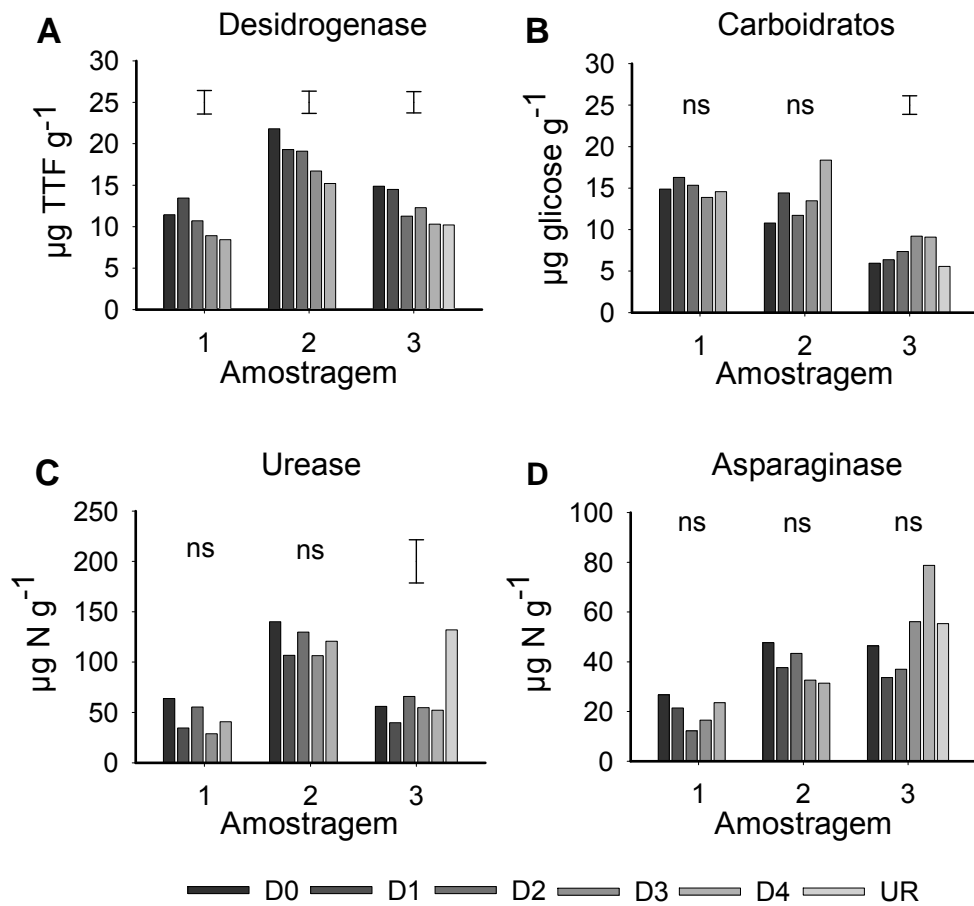


Figura 5 – Efeito das doses de lixiviado de aterro sanitário na atividade da desidrogenase (A), teor de carboidratos solúveis em água quente (B), atividades de urease (C), e asparaginase (D) na camada 0-10 cm de profundidade. Barras verticais indicam a diferença mínima significativa – dms (Teste *t*, $p < 0,05$); ns = não significativo. D0 = sem lixiviado; 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 = $130,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; UR = 120 kg ha^{-1} de N na forma de ureia.

6 DISCUSSÃO

Os resultados positivos quanto à produção de biomassa, aumento dos teores foliares de N, P, Mg, Cu e Zn na aveia são resultantes principalmente da aplicação realizada em 22/05/2009, 11 dias após a semeadura da cultura, uma vez que um possível efeito residual das três aplicações do ano anterior é pouco esperado, principalmente do nitrogênio, devido à sua alta dinâmica no solo, cujos teores já se apresentavam baixos no solo após o cultivo de milho do ano anterior (SANTOS, 2010).

Na cultura do milho, o aumento no teor de clorofila com as doses de lixiviado acompanhou o aumento nos teores não apenas do N foliar, mas também de P, K, Cu, Zn, B e Mg. Esses resultados em geral também foram observados no tratamento que recebeu N na forma de ureia, exceto para o K. Em trabalho realizado por Fernández-Luqueño et al. (2010), no qual se comparou o efeito da aplicação de águas residuárias e da ureia, ambos em quantidades que forneceram 120 kg N ha^{-1} para a cultura do milho, as características da planta, inclusive o teor de N foliar, não foram afetadas pelo tipo de fertilização, indicando que a fonte de N não interferiu na absorção final do N e no crescimento das plantas. No presente trabalho, os aumentos nos teores de nutrientes contribuíram para um melhor desenvolvimento da cultura do milho que acabou por resultar em aumento da produtividade de grãos em resposta à adição do lixiviado já na primeira dose, assim como o tratamento que recebeu N mineral na forma de ureia. Dessa forma, tanto o N fornecido via lixiviado, quanto o fornecido via ureia, foram eficientes em praticamente dobrar a produção de grãos em relação ao controle sem fornecimento de N.

Embora os principais nutrientes presentes no lixiviado sejam o nitrogênio e o potássio, o aumento do teor de outros nutrientes no tecido foliar, tanto nos tratamentos com lixiviado quanto no tratamento com ureia, indica que a nutrição por N influenciou na absorção de outros nutrientes. Em trabalho realizado por Tewolde et al. (2005) com cama de frango como única fonte de nutrientes para a cultura do algodão, observou-se aumento nos teores de N, P, K e Mg nas folhas, assim como observado nas culturas da aveia e do milho com as doses de lixiviado de aterro sanitário. Embora, a composição da cama de frango seja mais rica em nutrientes que o lixiviado de aterro, o que resulta em um aumento não apenas no

teor de N, mas também de outros nutrientes, os autores concluíram que o aumento nesses nutrientes também pode estar relacionado com a melhora nutricional em relação ao N. Sendo o N, juntamente com o K, os nutrientes mais abundantes no lixiviado, a melhora do estado nutricional altera o balanço entre nutrientes e a fisiologia das plantas, conseqüentemente a absorção dos demais nutrientes também é alterada.

Os aumentos nos teores de N observados nos tecidos da aveia e do milho, e os aumentos de K nos tecidos do milho, são coerentes com os aumentos desses nutrientes no solo resultantes da aplicação do lixiviado. Entretanto, embora a forma de N predominante no lixiviado seja N-NH_4^+ , constatou-se um grande aumento nos teores de N-NO_3^- na primeira e segunda amostragens. Isso ocorreu porque a conversão do amônio a nitrato no solo é rápida, haja vista que essas amostragens ocorreram apenas 9 e 17 dias respectivamente, após cada aplicação. Isso aconteceu provavelmente devido à rápida oxidação do amônio para nitrato pelas bactérias nitrificadoras (SCHUSTER; SCHRODER, 1990). Os teores de amônio, além de mais baixos, menores que 10 mg kg^{-1} , não diferiram do controle sem lixiviado.

Na terceira amostragem a concentração de nitrato estava bem mais baixa que na amostragem anterior ($< 10 \text{ mg kg}^{-1}$) o que se deve ao fato de essa amostragem ter ocorrido com maior intervalo de tempo desde a última aplicação de lixiviado (56 dias), período em que ocorreram altos índices pluviométricos que contribuíram para a lixiviação do nitrato no perfil do solo (594,8 mm), além da presença da cultura do milho que deve ter contribuído com a absorção e imobilização do NO_3^- . O amônio mais uma vez não apresentou diferenças significativas em relação ao controle em nenhum tratamento, o que já era esperado, devido principalmente ao longo período desde a aplicação do lixiviado até a amostragem de solo. O íon NO_3^- , além de ser deslocado para a solução do solo pelas cargas negativas dos argilomionerais e da matéria orgânica, é a forma preferencial de absorção de N pela maioria das plantas cultivadas. Já o íon NH_4^+ , por ser um cátion, não é facilmente lixiviado e pode permanecer adsorvido ao complexo trocável do solo, de onde pode ser absorvido pelas plantas ou rapidamente oxidado a NO_3^- pelos microrganismos (POLETTTO et al., 2008), como pôde ser constatado anteriormente. Sendo assim, presença de plantas em áreas de disposição de resíduos é uma estratégia que deve ser considerada para que estas

venham a imobilizar nutrientes em sua biomassa, principalmente o N, cujo risco de perdas é elevado devido à sua alta dinâmica no solo.

O pH do solo não sofreu alteração com as doses de lixiviado, se mantendo numa faixa de 4,6 a 6,2. Apesar da quantidade de N-amoniaco fornecida via lixiviado ter sido rapidamente nitrificada, o que resulta em geração de prótons, não houve acidificação, resultado do poder tamponante que o solo apresenta e também da alcalinidade do próprio lixiviado. Por outro lado, o pH é o principal condicionante da nitrificação, sendo 6,0 o ideal, mas se tornando bastante reduzida em valores menores que 5,0 (SILVA et al., 1994). Rosolem et al. (2003) verificaram que a acidificação resultante da nitrificação pode causar sua inibição em solos com pH próximo a 4,0.

Em geral, o teor de sódio no solo aumentou com as doses nas duas últimas amostragens, o que já era esperado devido à alta concentração do íon no lixiviado, que variou de 476 a 1118 mg L⁻¹. Na segunda amostragem, realizada poucos dias após a quinta aplicação de lixiviado, o teor de sódio estava mais elevado do que na terceira amostragem, a qual foi realizada após quase dois meses da sexta aplicação de lixiviado, período em que ocorreu intensa precipitação pluvial, resultando em remoção do sódio do perfil do solo por lixiviação. Misra e Sivongxay (2009) realizaram um experimento onde aplicaram efluente de lavanderia (131,04 mg L⁻¹ Na) e água de torneira (34,48 mg L⁻¹ Na), simulando condições e cenários de irrigação típicos de jardins residenciais, concluíram que a presença de sódio no efluente de lavanderia pode reduzir a permeabilidade do solo à água, devido à dispersão de argila dos agregados do solo. Assim, um monitoramento em longo prazo seria importante para avaliar a lixiviação do nitrato e influências do sódio na dispersão de argila.

O aumento do teor de potássio no solo com as doses na segunda amostragem se deve também aos teores deste cátion no lixiviado aplicado, que variou de 472 a 1267 mg L⁻¹. Na terceira amostragem, o efeito dos tratamentos no teor de potássio foi observado somente a 0-10 cm, além de uma redução geral em relação à amostragem anterior. Esse comportamento pode ser resultado em parte pela absorção pelo milho, uma vez que é um dos cátions requeridos em maior quantidade pelas plantas (KARLEY; WHITE, 2009), mas também é passível de lixiviação pela água pluvial através do perfil do solo (RENGEL; DAMON, 2008), embora numa taxa menor que a observada para o sódio, devido à sua preferência

nos sítios de adsorção do complexo de trocas do solo segundo a série liotrópica. No rol dos cátions trocáveis, pela valência e raio iônico hidratado, o sódio situa-se no último lugar quanto à seletividade de adsorção.

Os poucos efeitos dos tratamentos na condutividade elétrica do solo, em geral foram observados na segunda amostragem, quando os teores de nitrato, sódio e potássio estavam mais elevados. Depois disso, as chuvas foram muito intensas principalmente no período em que antecedeu a última amostragem, o que contribuiu para lixiviação dos sais no perfil. Como a concentração de solutos no solo está diretamente relacionada com a condutividade elétrica (MA et al., 2010), foi possível perceber que o fato de o sódio e potássio, dois dos principais ions fornecidos via lixiviado de aterro, além do nitrato proveniente do amônio, terem sido lixiviados por ocasião de intensa precipitação pluvial, manteve a condutividade elétrica baixa.

Em trabalho conduzido por Plaza et al. (2004), em uma região semi-árida da Espanha, onde foram aplicadas diferentes doses de dejetos líquidos suíno, houve um estímulo à mineralização dos estoques de C orgânico no solo, atribuível ao fato de que o dejetos suíno tem pouco carbono facilmente decomponível e um alto teor de nitrogênio amoniacal. Assim, os microrganismos têm N disponível para o seu metabolismo e pouco C como fonte de energia, e por isso oxidam o C orgânico nativo do solo. Tais características do dejetos líquidos suíno são semelhantes às do lixiviado de aterro sanitário que, além de rico em N amoniacal, está em fase metanogênica de decomposição, em que o pouco carbono existente está presente em formas mais recalcitrantes de ácidos orgânicos. Porém, essa variável não sofreu efeito dos tratamentos com lixiviado dentro do período de estudo.

O N total do solo, assim como o C total também não foi influenciado pelos tratamentos. Em trabalho conduzido por Leal et al. (2010), com irrigação de cana-de-açúcar por efluente de esgoto tratado, com 100, 125, 150 e 200% da demanda da cultura por água, não foi verificado efeito dos tratamentos, nem das épocas de amostragem no carbono orgânico e nitrogênio totais do solo. Os autores atribuíram a falta de resposta ao curto período de experimento (16 meses), similar ao empregado nesse trabalho, se levarmos em conta o período que vai da primeira até a última aplicação (17 meses). Estima-se que aplicações frequentes resultem em aumentos em longo prazo, tanto nos teores totais de C, quanto nos de N. A matéria orgânica é componente chave da fertilidade do solo e, por consequência, da

sustentabilidade dos sistemas de produção, bem como de ambientes naturais (KÖRSCHENS, 2004). Geralmente, um aumento no teor de matéria orgânica está associado com um aumento da fertilidade do solo e, portanto, possibilita aumentar os rendimentos das culturas devido à maior disponibilidade de nutrientes, além de efeitos benéficos na estrutura do solo. Um esgotamento da matéria orgânica do solo provoca uma perda na capacidade de retenção de água, diminuição da estabilidade de agregados, menor disponibilidade de nutrientes, aceleração da erosão, além de provocar efeitos negativos na atividade biológica e bioquímica do solo (GHANI et al., 2003). De acordo com os dados das diferentes épocas de amostragem, o carbono orgânico e N total do solo não foram influenciados positiva ou negativamente pelas aplicações de lixiviado de aterro sanitário durante o período do experimento. Entretanto, há que se preocupar com os teores de N-NO_3^- e demais ions adicionados, como o Na e K, quanto à possibilidade de perdas por lixiviação e eventuais efeitos nas propriedades físicas do solo, sobretudo a estabilidade de agregados.

As variáveis microbiológicas não foram influenciadas pelos tratamentos em relação ao controle, indicando que o lixiviado encontra-se biologicamente estabilizado e que não apresenta efeito inibitório sobre os indicadores avaliados. Rochette et al. (2000) realizaram um trabalho em duas fazendas do Canadá que receberam dejetos líquidos suíno durante 19 anos (uma aplicação por ano, duas doses) e tiveram como controle um solo que recebeu fertilizante mineral. Não foram detectadas diferenças significativas na biomassa microbiana de carbono nos tratamentos que receberam dejetos suíno em relação ao controle. Os autores concluíram que não houve efeito residual do dejetos líquidos suíno sobre essa variável, o que vem a corroborar os resultados aqui encontrados, em que a biomassa microbiana de carbono não foi alterada pelas doses de lixiviado de aterro sanitário.

O fato de as variáveis microbiológicas terem sido pouco influenciadas pelos tratamentos com lixiviado mostra que esse resíduo não tem efeitos negativos em curto prazo sobre a comunidade microbiana do solo. Porém, a análise realizada entre as épocas de amostragem, indica um leve aumento dos microrganismos amonificadores no tempo e diminuição dos desnitrificantes, embora esse tipo de comparação entre épocas possa não ser tão interessante para microrganismos do solo, já que pequenas variações diárias de temperatura, umidade etc., podem

influenciar o aumento ou redução desses microrganismos. Sendo assim amostragens feitas em períodos mais curtos, poderiam fornecer melhores informações a respeito da dinâmica desses microrganismos no solo. Os microrganismos desnitrificantes convertem o nitrato presente no solo às formas gasosas NO e N₂O, perdendo N do solo para a atmosfera, além de que o N₂O é um poderoso gás do efeito estufa. Esse processo geralmente ocorre se as condições forem propícias, como a restrição de oxigenação e presença de fontes de C-orgânico de fácil uso pela comunidade microbiana. Apesar de essas condições não serem aparentes no solo de estudo, esse fenômeno pode ocorrer em microssítios do solo onde condições favoráveis à desnitrificação podem ocorrer. Assim, a melhor alternativa para prevenir perdas de N por desnitrificação é não propiciar acúmulo de N mineral no solo, e para isso deve-se ajustar as doses de N às demandas das plantas, para que este seja imobilizado e convertido em biomassa vegetal.

Se por um lado os indicadores microbiológicos apresentaram pouca resposta à adição de lixiviado ao solo, por outro os indicadores bioquímicos apresentaram maior sensibilidade. A desidrogenase é uma enzima intracelular envolvida no metabolismo respiratório, cuja atividade depende do estado metabólico dos microrganismos do solo (PLAZA et al., 2004). Essa enzima teve sua atividade diminuída com o aumento das doses de lixiviado nas três amostragens. O tratamento com adição de N mineral teve o mesmo efeito inibitório na terceira amostragem, em relação ao tratamento controle. Resultados parecidos foram obtidos por Shen et al. (2010), em que a enzima desidrogenase sofreu uma redução na atividade logo na menor dose aplicada de N, 108 ou 120 kg ha⁻¹ N na forma de ureia, para pepino e tomate, respectivamente. A inibição das atividades de uma ou mais enzimas pode ter consequências significativas na qualidade biológica dos solos em longo prazo e conseqüentemente na sua sustentabilidade. A este respeito, a atividade enzimática do solo pode detectar mudanças sutis antes que efeitos mais graves que podem resultar na degradação do solo possam ser observados (CHEN et al., 2008).

Embora efeitos significativos tenham sido observados apenas na última amostragem, os carboidratos solúveis também se mostraram sensíveis à adição do lixiviado de aterro. Segundo Larré-Larrouy et al. (2004), os carboidratos do solo são derivados de resíduos vegetais e microbianos. Além do efeito das doses na última amostragem, observou-se também um efeito da época de amostragem. Uma

maior quantidade de carboidratos solúveis em água quente nas duas primeiras amostragens pode estar relacionada ao fato que em ambas havia restos das culturas anteriores. Na primeira amostragem ainda havia restos da cultura do milho da safra 2008/2009, e na segunda amostragem a cultura de aveia preta havia sido recém rolada para a semeadura direta do milho da safra 2009/2010. Na terceira amostragem, as duas maiores doses de lixiviado resultaram em aumento nos níveis dessa variável em relação ao controle. Apesar de o teor de carbono presente no lixiviado ser baixo, pode ter havido um efeito cumulativo ao longo das seis aplicações na área, causando esse efeito nas maiores doses em relação ao controle que só recebeu carbono da palhada das culturas. Esse leve aumento nos teores de carboidratos solúveis também foi observado na safra do ano anterior, com apenas três aplicações de lixiviado (SANTOS, 2010). Um fato importante que pode vir a corroborar a menor quantidade de carboidratos observada na terceira amostragem é o aumento da biomassa microbiana de carbono observada nessa amostragem, já que os carboidratos são parte importante da matéria orgânica lábil do solo (SPIELVOLGEL et al., 2007), prontamente disponível para os microrganismos como fonte de carbono e energia.

As doses de lixiviado não alteraram a atividade da urease em relação ao controle em nenhuma das amostragens, o que pode ser atribuível à presença do nitrogênio já na forma amoniacal (produto da enzima) no resíduo. Entretanto, no tratamento que recebeu N mineral na forma de ureia, instalado com a cultura do milho, a atividade dessa enzima foi estimulada. A asparaginase é outra enzima envolvida no ciclo do nitrogênio, mas não foi influenciada pelos tratamentos com lixiviado, o que sugere que os tratamentos não interferiram na mobilização dos estoques de N orgânico do solo.

7 CONCLUSÕES

Os efeitos positivos do lixiviado no crescimento e estabelecimento das culturas da aveia e do milho e na produtividade de grãos de milho sugerem seu potencial como fonte de nutrientes, sobretudo N.

Os teores de nitrato, sódio e potássio no solo foram os que sofreram maiores influências da aplicação de lixiviado.

De maneira geral, os indicadores microbiológicos não foram influenciados pela aplicação do lixiviado, mas os bioquímicos, sobretudo a atividade da desidrogenase, sofreu um efeito inibitório, o que pode indicar efeitos negativos na comunidade microbiana do solo.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB international, 1993. 171 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, mai. 2004.
- BACCINI, P. et al. Water and element balances of municipal solid waste landfills. **Waste Management Research**, v. 5, p. 483-499, 1987.
- BAE, B. et al. Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electro-beam radiation. **Water Research**, v. 33, n. 11, p. 2669 -2673, 1999.
- BAIG, S. et al. Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies. **Ozone: Science and Engineering**, v. 21, p. 1-22, 1999.
- BALL, B. C. et al. 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.
- BARLAZ, M. A. Microbial studies of landfills and anaerobic refuse decomposition. In: HURST, C. J. et al. **Manual of Environmental Microbiology**. Washington: ASM Press, 1996. p. 541-557.
- BAUN, A. et al. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 65, p. 269-291, 2003.
- BEVILACQUA, P.D. et al. Alimentação animal com produtos irrigados com esgotos sanitários. In: BASTOS, R.K X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES Rima, 2003. p.225-246.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 2008; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. 2010.
- BRASIL. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. **Norma de qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde. 2004.
- BREMNER, J.M.; MULVANEY, C.S. Nitrogen-total. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed.). **Methods of soil analysis, part 2: chemical and microbiological properties**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.
- CANTARELLA, H. et al. 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.

CASIDA JUNIOR, L.E.; KLEIN, D.A., SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, v. 98, p. 371-376, 1964.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. et al. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS, A.B.J. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Florianópolis: Prosab 3, 2003. cap. 2.

CHEN, W.; WU, L.; FRANKENBERGER JUNIOR, W.T.; CHANG, A.C. Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, p. 36-42, 2008.

CHIANG, E.S.K.; DEWALLE, F.B. Sanitary landfill leachates and their treatment **Journal of the Environmental Engineering Division**, p. 411–431, 1976.

CHRISTENSEN, J. B. et al. Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 125-135, 1998.

CHRISTENSEN, T.H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. Lixo Municipal: **Manual de gerenciamento integrado**. 2. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

DARWISH, M.R. et al. Economic-environmental approach for optimum wastewater utilization in irrigation: a case study in Lebanon. **Applied Engineering in Agriculture**, v.15, p.41-48. 1999.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 269-282, 2002.

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

ERSES, A.S.; ONAY, T.T. In situ metal attenuation in landfills under methanogenic conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 99, p. 159-175, 2003.

FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, F. et al. Emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (*Zea mays* L.) cultivation. **Plant and Soil**, v. 331, p. 203–215, 2010.

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

FONSECA, A.F. da. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2001. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

FREIRE, R.S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, p. 504-511, 2000.

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 and Biochemistry**, v. 35, p.1231-1243, 2003.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Rio de Janeiro: ABES, 2004.

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização de lixiviado em aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais..** 1997. Rio de Janeiro: ABES- Associação Bras. de Eng. Sanitária e Ambiental, 1997.

HOLTAN-HARTWIG, L. et al. Heavy metal tolerance of soil denitrifying communities: N₂O dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, p. 1181-1190, 2002.

IM, J.H. et al. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2403-2410, 2001.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M.Y. Simultaneous absorption and biological treatment of pré-treted landfill leachate by fed-batch operation. **Process Biochemistry**, v. 38, n.10, p.1413-1420, 2003.

KARLEY, A.J.; WHITE, P.J. Moving cationic minerals to edible tissues: potassium, magnesium, calcium. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 12, p. 291-298, 2009.

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**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.643–698.

KJELDESEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 297-336, 2002.

KÖRSCHENS, M. Soil organic matter and environmental protection. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 50, p.3-9, 2004.

LARRÉ-LARROUY, M.C. et al. Carbon and monosaccharides of a tropical Vertisol under pasture and market-gardening: distribution in secondary organomineral separates. **Geoderma**, v. 119, p. 163–178, 2004.

LEAL, R.M. P. et al. Carbon and nitrogen cycling in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 97, p. 271–276, 2010.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLANQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. **Water Air and Soil Pollution**, v. 40, p. 223–250, 1998.

- LOUKIDOU, M.; ZOUBOLIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environmental Pollution**, v. 111, n. 2, p. 273-281, 2001.
- MA, R. et al. Comparing temperature correction models for soil electrical conductivity measurement. **Precision Agricola**, v. 12, p. 55-66, 2010.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo, 1989. 201 p.
- MARTINES, A.M. et al. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4690-4696, 2010.
- McMAHON, K.D. et al. 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.
- MISRA, R.K.; SIVONGXAY, A. Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. **Journal of Hydrology**, v. 366, p. 55-61, 2009.
- MONTEIRO, V.E.D.; MELO, A.C.; JUC´S, J.F.T. Biological degradation analysis in Muribeca solid waste landfill associated with local climate- Recife, Brasil. In: FOURTH INTERNACIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHINICS 4ISEG, 2002, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...Rio de Janeiro**, 2002.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Annal. Chim. Acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.
- ONAY, T.T.; POHLAND, F.G. In situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills. **Water Research**, v. 32, n. 5, p. 1383-1392, 1998.
- OZTURK, I. et al. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. **Waste Management**, v. 23, n. 5, p. 441-446, 2003.
- PAVAN, M.A. et al. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. 40 p. (Circular Técnica, 76).
- PLAZA, C. et al. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 1577-1585, 2004.
- POLETTO, N.; GROHS, D. N.; MUNDSTOCK, C. M. Flutuação diária e estacional de nitrato e amônio em um argissolo vermelho distrófico típico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1619-1626, 2008.
- RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres Potafos, 1991. 343 p.
- RENGEL, Z.; DAMON, P.M. Crops and genotypes differ in efficiency of potassium uptake and use. **Physiologia Plantarum**, v. 133, p. 624-636, 2008.

- REZENDE, A.A.P. **Fertirrigação do eucalipto com efluente tratado de fábrica de celulose kraft branqueada**. 2003. 152 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CÔTÉ, D. Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Following Application of Pig Slurry for the 19th Consecutive Year: I. Carbon Dioxide Fluxes and Microbial Biomass Carbon. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1389-1395, 2000.
- RODRIGUEZ, J. et al. Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. **Water Research**, v. 38, p. 3297-3303, 2004.
- ROSOLEM, C.A.; FOLONI, J.S.S.; OLIVEIRA, R.H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palhada na superfície. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 301-309, 2003.
- SANTOS, C.A. **Disposição de chorume de aterro sanitário no solo e efeito na dinâmica do nitrogênio e em indicadores de qualidade do solo**. 75p. (Dissertação Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.
- SARATHCHANDRA, S.V. Nitrification activities and the changes in the population of nitrifying bacteria in soil perfused with two different H-ion concentrations. **Plant and Soil**, v.50, p.99-111, 1978.
- SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba: ESALQ USP, 1974. 56 p.
- SCHUSTER, E.; SCHRODER, D. Side-effects of sequentially-applied pesticides on non-target soil microorganisms: field experiments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 3, p. 367-373, 1990.
- SHEN, W. et al. Higher rates of nitrogen fertilization decrease soil enzyme activities, microbial functional diversity and nitrification capacity in a Chinese polytunnel greenhouse vegetable land. **Plant and Soil**, v. 337, p. 137-150, 2010.
- SILVA, C.A.; VALE, F.R.; GUILHERME, L.R.G. Nitrificação em latossolos da região sul de Minas Gerais: efeitos da acidez do solo. **Ciência e Prática**, v. 18, p. 388-394, 1994.
- SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: BRAZILIAN CONGRESS OF SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 24. **Anais...** 2007.
- SPIELVOGEL, S.; PRIETZEL, J.; KÖGEL-KNABNER, I. Changes in lignin, phenols and neutral sugars in different soil types of a high elevation forest ecosystem 25 years after forest dieback. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 655-668, 2007.
- TABATABAI, M. A., BREMNER, J.M. Assay of urease activity in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 4, p. 479-487, 1972.
- TATSI, A.A. et al. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v. 53, n. 7, p. 737-744, 2003.

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

TEWOLDE, H.; SISTANI, K.R.; ROWE, D. E. Broiler litter as a sole nutrient source for cotton: nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, and magnesium concentrations in plant parts. **Journal of Plant Nutrition**, v. 28, p. 605–619, 2005.

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

WAKIDA, F.T.; LERNER, D.N. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. **Water Research**, v. 39, p. 3-16, 2005.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. **Water Research**, v. 31, n. 9, p. 2351-2355, 1997.

WOOMER, P.L. Most Probable Number Counts. In: WEAVER, R. W. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis, part 2: microbiological and biochemical properties**. Soil Sci. Soc. Am., Madison, pp. 59-79. 1994.

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.

ZOUBOLIS, A.I.; CHAI, X. L; KATSOVIANNIS, I. A.J. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. **Journal of Environmental Management**, v. 70, n. 1, p. 35-41, 2004.