INSTITUTO AGRONÔMICO

PÓS-GRADUAÇÃO

DISSERTAÇÃO

QUALIDADE DO SOLO APÓS SUCESSIVAS APLICAÇÕES DE LODO DE ESGOTO PARA O CULTIVO DO MILHO

JOSÉ RAFAEL PIRES BUENO

Campinas, SP
2010

INSTITUTO AGRONÔMICO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL

QUALIDADE DO SOLO APÓS SUCESSIVAS APLICAÇÕES DE LODO DE ESGOTO PARA O CULTIVO DO MILHO

JOSÉ RAFAEL PIRES BUENO

Orientador: Ronaldo Severiano Berton

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais

Campinas, SP
Julho 2010

À Deus.

Aos meus pais, Joaquim e Ivone,

pela confiança e exemplo de conduta e amor

DEDICO

A minha filha Esther, que me inspira a superar os desafios.

A minha esposa Giselle, por todo carinho e compreensão.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

- Ao pesquisador Dr. Ronaldo Berton, pela oportunidade e orientação, confiança, ensinamentos e amizade;

- À comissão do curso de pós-graduação em Agricultura Tropical e Subtropical do Instituto Agronômico pela oportunidade oferecida e a CAPES pela bolsa de estudo concedida;

- As pesquisadoras Dra. Isabella Clerici De Maria pela co-orientação e a Dra. Adriana Parada Dias Silveira pela ajuda em microbiologia do solo neste trabalho;

- Aos pesquisadores Dr. Marcio Koiti Chiba e Dr. Cristiano Alberto de Andrade pelo auxílio na realização das análises estatísticas e interpretação dos resultados.

- Aos pesquisadores Dr. Edmilson José Ambrosano, Dra. Raffaella Rossetto, e os demais pesquisadores do Pólo Regional Centro Sul/ APTA Piracicaba, por me incentivarem a prosseguir no meio acadêmico com a minha iniciação científica;

- Ao Dr. José Carlos Chitolina pelo apoio e incentivo na minha graduação, iniciação científica e principalmente meu ingresso no Programa de Pós-graduação do Instituto Agronômico;

- A minha esposa e sua família que me receberam de braços abertos em suas vidas, pela enorme paciência, carinho, compreensão, discussões e incentivos, que nos trouxeram até aqui.

- Aos amigos Davi e agregados da "Família Franzini", Renato (Lemão), Fernando (Zóio) e Bethe, Thelma, Rafael (Padim), Cicola, Digão (Brotas), Puppi, Brunão, Lucas e Minerinho os quais guardo boas lembranças desde a minha graduação e em alguns momentos de certa forma contribuíram nesta jornada me dando forças para continuar;

- Aos amigos da cidade em que cresci (Tietê), e meus irmãos Isaac e Léo e meu sobrinho Davi, que sempre estiveram ao meu lado;

- Aos professores da área de concentração de Gestão de Recursos Agroambientais da PG - IAC e aos pesquisadores do Centro de P&D de Solos e Recursos Ambientais, pelos ensinamentos e conselhos transmitidos;

- Ao Dr. Otávio A. Camargo pelos conselhos, materiais fornecidos e os bate-papos nos corredores da seção;

- Às minhas irmãs científicas, Flávia, Paula, Thabata, Kelly, Isabella, o estagiário Gabriel, a estagiária Maria, a Raquel, Fernanda e Matheus, os funcionários Sandra, Dona Nilza, Luzia,

Bete, Regina, Tonho e técnicos e estagiários do Centro de Solos por dividirem e tornarem ambiente de trabalho mais agradável e em especial a Rosana que com muita paciência, tornou possível a realização das análises microbiológicas;

- Aos amigos César, Niero, Eduardo Barbosa, Renato Lemos e Gustavo Becari, pela ajuda na coleta de amostras e obtenção dos dados experimentais e pela convivência, e a "REP. das Meninas" pelo abrigo e amizade;

- Aos amigos Estêvão, Cajuru, Mariana Cantoni, Carolzinha, Vanessa Benaci e Julia, confidentes e companheiros em eventos e principalmente nos momentos de descontração;

- Ao amigo Rogério H. Sakai que me apresentou pessoalmente o IAC;

- A todos que colaboraram para realização e finalização deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO vi
ABSTRACT vii
1 INTRODUÇÃO 1
2 REVISÃO DE LITERATURA 2
2.1 Qualidade do solo 2
2.2 Lodo de esgoto aplicado ao solo agrícola 6
3 MATERIAL E MÉTODOS 13
3.1 Localização 13
3.2 Histórico da área 15
3.3 Tratamentos e coleta de amostras 16
3.4 Descrição das análises 17
3.4.1 Química do solo 17
3.4.1.1 Teores totais de metais 17
3.4.1.2 Carbono orgânico 188
3.4.1.3 Capacidade de troca catiônica a pH do solo 18
3.4.1.4 Nitrogênio total 19
3.4.1.5 Fertilidade do Solo 20
3.4.2 Análise Microbiológica 20
3.4.2.1 Respiração Basal 20
3.4.2.2 Atividade da Biomassa Microbiana 21
3.4.2.3 Carbono da Biomassa Microbiana 21
3.4.2.4 Quociente Metabólico 222
3.4.2.5 Quociente Microbiano 222
3.4.2.6 Atividade de Protease 22
3.4.2.7 Atividade de Desidrogenase 23
3.4.3 Física do solo 23
3.4.3.1 Agregados do solo 23
3.4.3.2 Granulometria 24
3.4.3.3 Densidade, Capacidade de campo e Porosidade do solo 25
3.5 Índices de Qualidade do Solo 25
3.6 Análise estatística 26
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 27
4.1 Atributos químicos 277
4.1.1 Teor total de elementos potencialmente tóxicos 27
4.1.2 Química do solo 2929
4.1.2.1 Carbono orgânico 31
4.1.2.2 Nitrogênio total 32
4.1.2.3 Relação C/N 33
4.1.2.4 pH do solo 33
4.1.2.5 Fósforo 344
4.1.2.6 Potássio 35
4.1.2.7 Cálcio e magnésio 36
4.1.2.8 Capacidade de troca catiônica 36
4.1.2.9 Boro 377
4.1.2.10 Cobre 37
4.1.2.11 Ferro 38
4.1.2.12 Manganês 38
4.1.2.13 Zinco 39
4.1.2.14 Teores disponíveis de Cd, Ni, Pb e Cr 39

4.2 Atributos microbiológicos 400
4.2.1 Respiração Basal 40
4.2.2 Atividade da Biomassa Microbiana 40
4.2.3 Carbono da Biomassa Microbiana 41
4.2.4 Quociente metabólico 42
4.2.5 Quociente microbiano 43
4.2.6 Atividade enzimática 433
4.3 Atributos físicos 45
4.3.1 Estabilidade dos agregados 45
4.3.2 Densidade do solo 45
4.3.3 Porosidade do solo 46
4.3.3.1 Porosidade total 46
4.3.3.2 Microporosidade 46
4.3.3.3 Macroporosidade 47
4.3.4 Capacidade de armazenamento de água 48
4.4 Índices de qualidade do solo 49
4.5 Considerações finais 533
5 CONCLUSÕES 54
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 55

Qualidade do solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto para o cultivo do milho

RESUMO

Estudos realizados com lodo de esgoto (LE) demonstram o seu potencial como fertilizante e/ou condicionador do solo em áreas agrícolas. Apesar de sua restrição quanto ao conteúdo de elementos potencialmente tóxicos (EPT) e de patógenos, acredita-se que o LE, com baixos teores de EPT e devidamente higienizado, e aplicado ao solo na dose recomendada, deverá melhorar a qualidade do solo em virtude do aporte em matéria orgânica e nutrientes. As alterações nos atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo decorrentes da adição deste resíduo, entretanto, tem sido tratadas de forma individualizada. O presente estudo teve como objetivo avaliar o impacto do LE na qualidade do solo, por meio de um índice de qualidade do solo (IQS) que integra esses atributos, em uma área que recebeu aplicações sucessivas desse resíduo por sete anos. O estudo foi realizado em um ensaio conduzido em um Latossolo Vermelho eutrófico cultivado com milho, no qual se avaliou a qualidade do solo em dois tratamentos com LE aplicado: na dose recomendada para suprir o N requerido pela cultura do milho e o dobro da dose recomendada, em um tratamento com adubação mineral e numa área de mata, considerada como referência de qualidade. Para o cálculo do IQS, os dados obtidos com as análises de terra, na profundidade de 0-0,20 m, para os atributos: químicos (C-orgânico, N total, pH, P, K, Ca, Mg, CTC, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Ni, Pb), microbiológicos (respiração basal, atividade da biomassa microbiana, carbono da biomassa microbiana, quociente metabólico, quociente microbiano, e a atividade das enzimas protesase e desidrogenase) e físicos (estabilidade de agregados, densidade, macroporosidade, microporosidade e a capacidade de armazenamento de água). De modo geral, após sucessivas aplicações de LE como fonte de N para a cultura do milho, o solo apresentou a mesma qualidade que o solo que recebeu o cultivo convencional, com adubação mineral, em relação a área de mata.

Palavras-chave: índice de degradação, resíduos urbanos, matéria orgânica.

Assessing Soil quality after successive sewage sludge applications for corn growth

ABSTRACT

Research done with sewage sludge (SS) has showed its potential as fertilizer and/or soil conditioner in agriculture. Beside its constrains on potentially toxic elements (PTE) and pathogens it is believed that SS, when applied according to crop needs, will improve soil quality by adding organic matter and plant nutrients. However, environmental changes caused by SS addition on soil physical, chemical and microbiological properties are generally treated in separate. The objective of this study was to evaluate SS impact on soil quality, measured by a soil quality index (SQI) which will integrate these soil properties after seven successive applications for corn growth. A field experiment was installed at Centro Experimental Central of Instituto Agronômico-SP and the following treatments: SS recommended to supply N requirement for corn growth; twice the amount of N requirement for corn growth; and mineral fertilizing were compared with the soil collected from on adjacent natural forest land, considered as reference for soil quality. SQI was calculated from the results obtained after soil, sampled at 0-0,20 m layer, was analysed for total PTE (As, Ba, Cd, Pb, Cu, Hg, Ni and Zn); fertility (organic C, total N, pH, P, K, Ca, Mg, CTC, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Ni and Pb); microbiology (basal respiration, microbial biomass activity, microbial biomass carbon, metabolic quociente, microbial quociente and protease and desidrogenase activity) and physical (aggregate stability, soil density, macroporosity, microporosity and water holding capacity). Successive SS applications as source of N did not affect significantly the overall soil quality when compared with the adjacent natural forest land.

Key words: deterioration index, biossolids, urban residue, heavy metals.

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional e dos grandes centros urbanos tem-se a necessidade de aumento na produção de alimentos e outros bens de consumo, que resultam em grande produção de resíduos os quais devem ser tratados adequadamente de forma a não gerar outros problemas ao ambiente, assim torna-se necessário o estudo de alternativas adequadas para disposição final e/ou o reaproveitamento desses resíduos.

O solo é um recurso natural de caráter não renovável que suporta toda a cobertura vegetal da terra, sendo indispensável para a nossa sobrevivência. Assim como os demais recursos naturais, o solo não deve ser utilizado de forma irresponsável, ou seja, sem planejamento e avaliação das conseqüências de manejo que possam resultar em sua degradação.

Como exemplo de ações que podem resultar em degradação, pode-se citar o uso do solo como depurador de resíduos ou até mesmo a aplicação incorreta destes na forma de insumos agrícolas. Nesse caso, mesmo com o intuito de promover a fertilidade do solo, deve-se ter muito cuidado em se evitar a contaminação de uma área por metais pesados de difícil, se não impossível, recuperação.

Seguindo esta linha de pensamento não se pode deixar de fora a aplicação do lodo de esgoto e outros compostos orgânicos em solos agrícolas, a qual vem sendo discutida já há um bom tempo por pesquisadores e por órgãos ambientais. Desta maneira, com a aplicação ao solo de lodo de esgoto, apresentando concentrações baixas de metais pesados e de patógenos, espera-se uma melhora da qualidade do solo em relação à adubação convencional em decorrência da adição de carbono orgânico e dos macros e micronutrientes presentes nesse resíduo. Em adição, espera-se também que, com o encerramento das aplicações de lodo, ocorra uma atenuação e degradação dos compostos químicos prejudiciais ao ambiente.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o impacto de várias aplicações do lodo de esgoto na qualidade do solo cultivado com a cultura do milho, por meio de um índice de qualidade integrando atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Qualidade do solo

Nos últimos anos a preocupação com a qualidade do solo aumentou na medida em que seu uso e mobilização intensiva começaram a resultar na diminuição de sua capacidade em manter uma produção sustentável (CARVALHO et al., 2004). A intensiva utilização de equipamentos agrícolas em todas as operações de cultivo do solo, como a semeadura, tratos culturais e colheita, têm promovido aumento da compactação do solo, principalmente na zona de exploração do sistema radicular (ASSIS & LANÇAS, 2005).

A qualidade do solo (QS) pode ser definida como o potencial do solo em sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais dentro de um ecossistema (DORAN & PARKIN 1994), além da sua interação positiva com o ambiente (LARSON & PIERCE, 1994).

Segundo GIL-SOTRES et al. (2005) podemos relacionar o termo "qualidade do solo" de duas maneiras. A primeira é considerar um solo em estado de equilíbrio com os demais componentes do ambiente como o de qualidade máxima, como por exemplo um solo com vegetação clímax ou uma mata nativa em equilíbrio. A outra maneira é considerar como o de qualidade máxima a capacidade do solo em manter a alta produtividade sem prejudicar o ambiente.

De acordo com BAYER & MIELNICZUK (2008), o conteúdo de matéria orgânica do solo encontra-se estável sob vegetação natural e o uso agrícola altera esse conteúdo em que se observa normalmente redução acentuada, quando utilizados métodos de preparo com intenso revolvimento do solo e sistemas com baixa adição de resíduos vegetais.

O solo em seu estado natural encontra-se coberto pela vegetação, que o protege da erosão e contribui para manter o equilíbrio entre os fatores de sua formação com aqueles que provocam sua degradação. O rompimento dessa relação provoca alterações físicas, químicas e biológicas, as quais, se não forem adequadamente monitoradas e controladas, levam à queda de produtividade e à degradação do ecossistema (SIQUEIRA et al., 1994).

Desta maneira a QS pode ser avaliada por meio de atributos de solo como os indicadores de qualidade do solo (IQ) e refletem o "status ambiental" ou a condição de sustentabilidade do ecossistema.

Segundo MENDES et al. (2006) o uso de indicadores da qualidade do solo para avaliação da sustentabilidade ambiental é de grande importância. Dentre os atributos físicos mais citados temos a estabilidade de agregados, a densidade, o volume total de poros e a condutividade hidráulica. Podemos citar, dentre os atributos químicos, o carbono total, os macro e micronutrientes e a capacidade de troca de cátions (CTC).

De acordo com DORAN & PARKIN (1994), para avaliar a qualidade do solo deve-se estudar algumas de suas propriedades consideradas como atributos indicadores.

Segundo ARAÚJO & MONTEIRO (2007), o critério para o uso de um parâmetro como indicador da qualidade é a sua capacidade de representar processos ecológicos, integrando propriedades químicas, físicas e biológicas. Além de ser acessível para especialistas, técnicos e agricultores (DORAN & PARKIN, 1994).

A dificuldade para quantificar a qualidade do solo está relacionada com a maneira de transformar uma natureza complexa e específica de cada solo em atributos que possam refletir o seu estado de equilíbrio, possibilitando avaliações sistemáticas e independentes para seus múltiplos usos (SOJKA & UPCHURCH, 1999).

O IQ deve, sempre que possível, ser capaz de refletir o funcionamento do ecossistema, suas formas de perturbação, ser economicamente viável, de fácil monitoramento, apresentar especificidade individual aos padrões de tempo e espaço e apresentar distribuição universal (HOLLOWAY & STORK, 1991). Deve também permitir a possibilidade de integração com outros indicadores, sensibilidade às variações de manejo e possibilidade de medições por métodos quantitativos e ou qualitativos (DORAN et al.,1996).

Existe certa complexidade ao estabelecer genericamente o IQ uma vez que cada solo possui sua particularidade como, tipo de solo, declividade, clima e manejo adotado. No entanto, alguns autores propuseram os seguintes indicadores "básicos" para avaliar a qualidade do solo: a) na física do solo: textura, profundidade do solo e das raízes, a capacidade de infiltração, retenção e armazenamento de água no solo, temperatura, estabilidade de agregados; b) na química: carbono orgânico total e nitrogênio total, pH, condutividade elétrica, nitrogênio, fósforo e potássio, capacidade de troca catiônica; c) na microbiologia: carbono da biomassa microbiana, nitrogênio da biomassa microbiana, mineralização do nitrogênio, respiração do solo (DORAN & PARKIN, 1994; ARAUJO & MONTEIRO, 2007), e ainda LARSON & PIERCE (1991) incluem a disponibilidade de nutrientes, fração lábil do carbono, densidade e a resistência do solo à penetração.

A sugestão para a avaliação da qualidade do solo é estabelecer a função do solo, identificando os atributos que possam refletir seu funcionamento no ecossistema e selecionar

um conjunto mínimo de indicadores (NORTCLIFF, 2002; DORAN & PARKIN, 1994; LARSON & PIERCE, 1994; KARLEN & STOTT, 1994). Segundo NIERO (2009), com a função do solo estabelecida, definem-se os processos e atributos que descrevem essas funções, os indicadores relacionados aos atributos e as metodologias que devem ser utilizadas para sua avaliação. Se a função do solo for produção agrícola os indicadores utilizados devem ser relacionados com a produtividade como, por exemplo, a fertilidade do solo.

Para BLUM & SANTELISES (1994), o solo possui seis funções principais, sendo três ecológicas e três ligadas à atividade humana. As funções ecológicas incluem: a) produção de biomassa (alimentos, fibras e energia); b) filtração, tamponamento e transformação da matéria para proteger o ambiente, da poluição das águas subterrâneas e dos alimentos; c) habitat biológico e reserva genética de plantas, animais e organismos, que devem ser protegidos da extinção. As funções ligadas à atividade humana incluem: a) meio físico que serve de base para estruturas industriais e atividades sócio-econômicas, habitação, sistema de transportes e disposição de resíduos; b) fonte de material particulado (areia, argila e minerais); c) parte da herança cultural, paleontológica e arqueológica, importante para preservação da história da humanidade.

No caso das atividades relacionadas à agricultura e meio ambiente, LARSON & PIERCE (1994), propõem que as principais funções do solo são: a) prover um meio para o crescimento vegetal e habitat para animais e microrganismos; b) regular o fluxo de água no ambiente; e c) servir como um "tampão ambiental" na atenuação e degradação de compostos químicos prejudiciais ao meio ambiente.

Segundo MIELNICZUK, (2008), a matéria orgânica (MO) é provavelmente o atributo que melhor representa a qualidade do solo. Sua utilização como IQ é justificada de duas formas: a) o teor de matéria orgânica no solo tem alta sensibilidade às diferentes práticas de manejo evidenciadas pela perda de mais de 50% pelo processo de decomposição promovido pelos organismos do solo e pela erosão (ANDREUX, 1996; PICCOLO, 1996); b) também evidenciada pela forte relação entre a matéria orgânica e a maior parte dos atributos do solo (DORAN et al., 1996), sendo que dentre estes atributos podemos citar a capacidade de troca catiônica (CTC), que é aumentada pela qualidade e quantidade de matéria orgânica no solo conforme foi demonstrado por BAYER & MIELNICZUK (1997) e em que a utilização de plantio direto e de sistemas de culturas com alta deposição de resíduos sob o solo promoveu aumentos na CTC de um Podzólico Vermelho-escuro.

Segundo TISDALL & OADES (1982) dentre as variáveis que afetam a estrutura dos solos, a matéria orgânica pode ser o fator mais importante na formação e estabilidade dos

agregados em decorrência de sua estrutura complexa e longas cadeias de carbono que agregam partículas minerais. Para BAYER & MIELNICZUK (1999), estabilidade de agregados pode ser a principal característica física do solo afetada pela matéria orgânica, de modo que, as demais características do solo, indiretamente também são influenciadas como a porosidade, infiltração e retenção de água no solo e a densidade, entre outras.

De acordo com DE MARIA et al. (2007) quando o solo é submetido a um manejo inadequado, tende a perder a estrutura original pelo fracionamento dos agregados em unidades menores e assim promovendo a redução no volume de macroporos, aumento no volume de microporos e na densidade do solo, processo esse que resulta na degradação de suas propriedades físicas.

Portanto, a estabilidade dos agregados pode ser utilizada como indicadora da degradação ou da recuperação da qualidade do solo, pois a estabilidade de agregados caracteriza a resistência que eles oferecem à ruptura causada por agentes externos, ou seja, ação mecânica ou ação hídrica. Desta forma a agregação do solo é de grande importância para a produção agrícola, uma vez que está relacionada com a aeração do solo, desenvolvimento radicular, suprimento de nutrientes, resistência mecânica do solo à penetração, retenção e armazenamento de água, refletindo, desta forma, na sustentabilidade do ecossistema.

Em relação à microbiologia do solo tem-se o fato de que muitos microrganismos utilizam a fração disponível da matéria orgânica o que os tornando-os sensíveis a mudanças na qualidade do solo. Assim, a biomassa microbiana tem sido proposta como um indicador do estado e das mudanças da matéria orgânica total do solo (TÓTOLA & CHAER, 2002) e consequentemente de sua qualidade.

A determinação da liberação de CO_2 do solo ($C\text{-}CO_2$) tem sido usada para avaliar a atividade geral da biomassa, podendo destacar a influência do clima, propriedades físicas e químicas do solo, assim como práticas de manejo agrícola adotadas (GAMA-RODRIGUES, 1999).

A taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana, ou quociente metabólico (qCO_2) é importante em estudos que avaliam o efeito das condições ambientais sobre a atividade microbiana do solo (ANDERSON & DOMSCH, 1993) e se refere à quantidade de CO_2 incorporada por grama de biomassa em um determinado tempo. Para ISLAM & WEIL (2000), o qCO_2 é indicador de estresse, distúrbio ou desequilíbrio funcional do solo.

A atividade dos organismos pode ser considerada um atributo positivo para a qualidade do solo, sendo a respiração um indicador sensível da decomposição de resíduos, do

giro metabólico do carbono orgânico do solo e de distúrbios do ecossistema (PAUL et al., 1999).

Desta maneira pode-se atribuir valores aos parâmetros desejados como indicadores para avaliar os índices de qualidade química, física e microbiológica do solo em diferentes áreas ou diferentes práticas de manejo e posteriormente obter-se a média geral destes valores para as áreas observadas, obtendo-se um índice geral (ISLAM & WEIL 2000) ou até mesmo individual para cada elemento ou parâmetro analisado no solo (ADEJUWON & EKANADE 1988). MELLONI et al. (2008) estabeleceram valores aos atributos observados de acordo com seu grau de importância para o ecossistema em estudo por meio de comparações entre atributos físicos, químicos, microbianos e até mesmo visuais em diferentes coberturas florestais.

Assim, diversos atributos químicos, físicos e biológicos do solo podem ser selecionados como indicadores de qualidade do solo. Esses indicadores de qualidade podem ser integrados com a finalidade de se obter um indicador geral da qualidade do ambiente e da sustentabilidade do agroecossistema ou seja, um índice de qualidade do solo (IQS). ISLAM & WEIL (2000) escolheram diversos atributos químicos, físicos e biológicos como indicadores para compor um IQS, tais como densidade, estabilidade de agregados, carbono orgânico total e nitrogênio total, fração húmica, fúlvica e lábil do carbono, biomassa microbiana total, atividade da biomassa microbiana e respiração basal, para medir o impacto do cultivo na qualidade do solo. Esses autores concluíram que o desmatamento e o cultivo dessas áreas resultaram na deterioração da qualidade do solo quando comparadas a uma floresta natural, devido ao aumento na densidade do solo e diminuição da estabilidade de agregados, do C e N total, do C solúvel e oxidável, e da biomassa microbiana ativa.

2.2 Uso de lodo de esgoto na agricultura

As práticas agrícolas interferem de alguma forma no ecossistema podendo essa interferência ser benéfica ou não para o solo e o ambiente. Como exemplo pode-se citar práticas de manejo como a agricultura orgânica que busca o equilíbrio do ecossistema combinado com a produção de alimentos e o cultivo “convencional”, que busca maior produtividade com menor custo.

Ao se pensar em benefícios das práticas agrícolas logo se pensa no aumento da produtividade. Porém, deve-se levar em consideração o ambiente como um todo e não

somente no rendimento da colheita. O uso agrícola do LE vem sendo estudado nos últimos anos como proposta de disposição final mais sustentável ao se comparar com a sua disposição em aterro sanitário, devido o fato de o lodo ser um resíduo com quantidades apreciáveis de carbono orgânico, e de macro e micronutrientes (BETTIOL & CAMARGO, 2000).

A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas, como fertilizante orgânico ou condicionador do solo, deve crescer substancialmente no Brasil nos próximos anos, seguindo uma tendência mundial e acompanhando a demanda gerada pelo crescimento no volume de esgoto tratado (TSUTYA, 2001).

A adição do lodo de esgoto no solo tem sido objeto de crescente interesse para responder duas questões como: a necessidade de redução de custos na atividade agrícola e a necessidade de disposição de lodo de esgoto proveniente do tratamento de resíduos urbanos e rurais. Quanto à disposição do lodo de esgoto, alguns dos métodos citados na literatura são: a incineração, aterro, disposição no oceano, recuperação de terrenos de mineração e digestão em lagoas (HARRIS-PIERCE, 1995). No entanto, os custos e os impactos ambientais relacionados a esses métodos, têm tornado a aplicação do lodo em terras agrícolas cada vez mais atraente.

No Brasil, principalmente no estado de São Paulo, a utilização agrícola do lodo de esgoto apresenta-se como uma das melhores alternativas para a reciclagem tanto da matéria orgânica como dos nutrientes que esse resíduo possui (BETTIOL & CAMARGO, 2000). Entretanto, a aplicação do lodo de esgoto no solo agrícola é potencialmente perigosa devido aos poluentes químicos e aos agentes patogênicos causadores de doenças, que podem estar em quantidades elevadas nesse resíduo. No solo, os patógenos vão morrendo gradualmente e não apresentam um efeito nocivo por um longo período. No entanto, os poluentes químicos, especialmente os metais pesados, podem persistir no solo indefinidamente, alterando a qualidade deste recurso, e/ou serem absorvidos pelas plantas, em quantidades suficientes para prejudicar não só o desenvolvimento dessas plantas, como também a saúde de quem as consome (BERTON, 2000).

De acordo com BETTIOL & CAMARGO (2006), como no lodo de esgoto são encontrados elementos potencialmente tóxicos em concentrações superiores àquelas encontradas naturalmente no solo, mesmo sendo esse lodo de origem essencialmente domiciliar, é muito importante que a aplicação no solo seja adequadamente planejada e monitorada. Para tanto, em todos os países onde o lodo de esgoto é incorporado ao solo, existem normas estabelecendo as concentrações máximas permitidas de metais pesados no lodo e o teor máximo acumulado no solo.

No estado de São Paulo a aplicação do lodo de esgoto é realizada conforme a legislação, norma CETESB P4.230 (CETESB, 1999), e a resolução CONAMA nº 375 (BRASIL 2006), onde estão estabelecidos limites e critérios para aplicação de lodo de esgoto em áreas agrícolas. A legislação classifica o lodo de esgoto quanto à presença de patógenos, nas classes A e B. O lodo classe A atende aos seguintes critérios: densidade de coliformes fecais inferior a 10^3 NMP g^{-1} de sólidos totais e densidade de *Salmonella* sp. inferior a 3 NMP 4 g^{-1} de sólidos totais. O lodo classe B possui densidade de coliformes fecais inferior a 2 10^{-6} NMP g^{-1} de sólidos totais. Na Tabela 1 são apresentados os limites máximos permitidos de metais pesados presentes no lodo de esgoto, para o uso na agricultura conforme estabelecido pela resolução RESOLUÇÃO CONAMA nº 375, DE 30 DE AGOSTO DE 2006.

A composição do lodo de esgoto varia de acordo com sua origem e método de tratamento, podendo ser de áreas residenciais ou áreas industriais geralmente é usado como fertilizante orgânico em dosagens equivalentes à sua proporção de NPK como de um fertilizante comercial 4:2,5:1 (ELLIOT, 1986). Também tem sido valorizado como condicionador do solo, aumentando a capacidade de retenção de água, a porosidade e a estabilidade dos agregados, em virtude da adição de matéria orgânica ao solo (WILSON, 1996 e JORGE et al., 1991).

Um lodo de esgoto típico possui em torno de 40% de M.O, 4% de N, 2% de P, além de outros macro e micronutrientes, e dos elementos potencialmente tóxicos (BETTIOL & CAMARGO, 2006). De acordo com esses autores, elevadas quantidades de fósforo provenientes do lodo de esgoto podem alterar alguns aspectos da dinâmica do fósforo nos solos. Sendo assim, existe o risco de contaminação do ambiente por meio de seu transporte adsorvido ao material particulado nas enxurradas em direção aos reservatórios de águas superficiais. A eutrofização de lagos e outros corpos d'água pelo fósforo seriam limitantes à biodiversidade.

A capacidade de adsorção do fósforo no solo pode ser alterada com a adição de materiais orgânicos, assim como pela aplicação do lodo de esgoto (BERTON et al., 1997). Os resíduos orgânicos podem dependendo do seu teor de P, aumentar ou diminuir sua adsorção no solo. Isso ocorre devido à liberação de ácidos orgânicos durante a decomposição do lodo de esgoto, que podem bloquear os mesmos sítios de adsorção do P na fase sólida, diminuindo assim a fixação do nutriente. Este mecanismo de bloqueio aumenta a disponibilidade do fósforo para as plantas (MUNHOZ & BERTON 2006).

BETTIOL & CAMARGO (2006) sugerem que a disponibilidade do P após a adição do lodo de esgoto seja acompanhada de uma redistribuição do elemento entre as suas

principais frações no solo. Assim, tanto as formas orgânicas como inorgânicas presentes no resíduo, quando inseridas no sistema solo poderão seguir por diferentes caminhos definidos pelas características físicas e biológicas do solo até encontrarem o estado de equilíbrio.

Tabela 1 - Concentração máxima permitida de elementos potencialmente tóxicos no lodo de esgoto e no produto derivado, pela norma CONAMA 375.

Substâncias Inorgânicas	Concentração mg kg^{-1} (base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromo	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Metais Pesados

Uma vez que a composição do lodo apresenta níveis variáveis de metais pesados, microrganismos patogênicos e compostos orgânicos tóxicos, ele representa, portanto, riscos à saúde humana e animal pela contaminação das culturas ou pelo transporte de poluentes aos aqüíferos ou águas superficiais.

Entretanto, para que uma planta acumule metais é preciso levar em consideração não só a natureza da planta, como espécie e cultivar, mas também fatores de solo como pH, teor de matéria orgânica, concentração do metal e sua disponibilidade no solo. Sendo assim, o impacto causado pela presença em excesso de metais está relacionado à forma com que esses metais se encontram, ou seja, se está solúvel, trocável, fixado aos minerais, complexado na matéria orgânica entre outros (McBRIDE, 1994).

Segundo BETTIOL & CAMARGO (2006), a mobilidade dos metais depende das reações do solo. De forma geral aconselha-se que o pH do solo seja mantido acima de 5,5 diminuindo a possibilidade desses metais serem absorvidos pelas plantas ou de se tornarem disponíveis para o ambiente em concentrações que possam apresentar risco.

Segundo BERTON (2000), a medida que o pH do solo aumenta, a solubilidade de Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, e Zn diminui, enquanto que a de As, Mo, e Se torna-se mais solúvel. E o Cr, no estado de oxidação III (Cr^{3+}), encontra-se na forma catiônica e sua solubilidade diminui com a elevação do pH.

Em relação à disponibilidade de metais para as plantas podemos citar como exemplo o Cd que assim como os demais metais dependem do pH do solo. De modo geral, as quantidades absorvidas deste metal pelas plantas tendem a aumentar de acordo com as concentrações presentes no solo sendo, portanto, a barreira solo-planta é incapaz de proteger a cadeia alimentar. No entanto, nem todo Cd é translocado para a parte aérea das plantas, pois essa característica varia entre as espécies cultivadas (BERTON, 1992).

Sabe-se também que, muitas vezes, quanto mais tempo os metais pesados estiverem em contato com o solo menor é a chance de serem absorvidos em excesso pelas plantas, pois quanto maior o período de contato com o solo mais fortemente os metais ficam ligados aos colóides do solo (BETTIOL & CAMARGO 2006).

ANJOS (1999), cita duas hipóteses para descrever a fitodisponibilidade de metais potencialmente tóxicos em solos tratados com lodo de esgoto: a teoria platô ("plateau theory") e a hipótese da bomba relógio ("time bomb"), ambas descritas por CHANG et al. (1997). A primeira argumenta que a capacidade de adsorção do metal adicionado com o lodo de esgoto persiste enquanto o metal persistir no solo e os metais permanecem em formas químicas não prontamente disponíveis para a absorção pelas plantas. A teoria sugere que o lodo de esgoto é tanto uma fonte quanto um retentor para os metais pesados aplicados ao solo.

A segunda hipótese (bomba relógio) pressupõe que a capacidade de adsorção do metal é aumentada pela adição da matéria orgânica no solo pelo lodo de esgoto. Esta capacidade, entretanto, reverte-se ao seu nível de base original após o término das aplicações do lodo de esgoto com a mineralização da matéria orgânica, liberando metais em formas mais solúveis. Esta suposição assume que o lodo de esgoto é, em sua maior parte, orgânico e que os metais estão primordialmente ligados à matéria orgânica do lodo de esgoto. De fato, o lodo de esgoto apresenta cerca de 60% de matéria orgânica em peso; o restante se constitui de uma variedade de sólidos inorgânicos e de uma pequena porcentagem de íons complexados organicamente. Alguns dos metais serão co-precipitados com esta fração inorgânica que não serão diretamente afetados pela decomposição do material orgânico. Porém eles serão indiretamente afetados se ocorrer a acidificação do solo.

Apesar do acúmulo de metais pesados no solo por meio da aplicação de lodo de esgoto ser lento, deve-se mais adiante, considerando longos períodos de aplicação que podem resultar em

grandes concentrações acumuladas. E qual será o comportamento desses metais acumulados no solo?

Atributos Físicos do Solo

O LE pode atuar como condicionador do solo, uma vez que aplicações de LE podem alterar propriedades físicas do solo, resultando em maior infiltração e retenção de água e maior estabilidade da estrutura.

Segundo DE MARIA et al. (2007) o LE tratado com polieletrólitos nas doses de 10 e 20 t ha^{-1} proporcionou o aumento do teor de carbono orgânico e da estabilidade dos agregados do solo na camada 0-0,10 m após duas aplicações anuais consecutivas quando incorporado ao solo.

A condutividade hidráulica do solo após a aplicação do LE foi estudado por MARCIANO et al. (2001) os quais verificaram que a aplicação desse resíduo leva a modificações do arranjamento da estrutura do solo alterando assim a condutividade hidráulica saturada e não saturada, e também observaram que em doses mais elevadas do resíduo ocorreu um efeito de repelência da água conferindo menor retenção de água no solo, demonstrando com isso a sua influência na qualidade do solo.

Outro exemplo de melhoria na qualidade física do solo com o uso do LE foi verificado por SORT & ALCANIZ (1999) em ensaio de recuperação de área degradada. Esses autores constataram o efeito da aplicação do LE no aumento da estabilidade de agregados do solo ao impacto de gotas de chuva logo após a sua aplicação, assim como HARRIS-PIERCE et. al. (1995) que observaram redução no volume de enxurrada quando o LE foi aplicado superficialmente em áreas de pastagem de clima semi-árido.

Atributos Microbiológicos do Solo

Pela grande quantidade de material orgânico adicionado, além de nutrientes e outros elementos, a comunidade microbiana do solo deve ser alterada pela aplicação de LE.

CARDOSO & FORTES NETO (2000) sugerem que a aplicação do LE no solo promove mudanças importantes no ambiente, na comunidade microbiana e na atividade dos microrganismos do solo. Segundo os autores o efeito da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto (0, 10, 20, 40, 80 e 160 t ha^{-1}) sobre a microbiota do solo promoveu aumentos na respiração basal (liberação de CO_2) e no quociente metabólico do solo enquanto que a

biomassa microbiana não aumentou com a adição do LE. Segundo FERNANDES et al. (2005) os parâmetros microbiológicos, a respiração basal,o C e o N da biomassa microbiana, o quociente metabólico e a atividade enzimática, diminuíram em função das aplicações de lodo. Desta maneira, isso pode ser entendido como um efeito negativo da aplicação do lodo no solo, até mesmo porque as consequências, a longo prazo, de alterações das propriedades biológicas dos solos para sua fertilidade são imprevisíveis. Por esse motivo LAMBAIS & SOUZA (2000) e FERNANDES et al. (2005), alertam para que os efeitos de agentes estressantes sobre a microbiota do solo sejam levados em consideração e também sugerem que as aplicações de LE não sejam realizadas anualmente e sim de forma intercalada.

Atributos Químicos do Solo

O efeito do lodo de esgoto nos atributos químicos do solo foi observado por ANDRADE & MATIAZZO (2000) que verificaram a movimentação e fitodisponibilidade de N e dos metais pesados Cd, Cr, Cu, Ni, e Zn em um Latossolo Vermelho-Amarelo textura arenosa, em função das doses de LE aplicadas ao solo, concluíram que houve apenas a movimentação do Zn no perfil do solo, sendo que a fitodisponibilidade desses metais não foram alteradas e também não alterou os teores de N total e de nitrato. No entanto, OLIVEIRA (2000) relatou a lixiviação do nitrato no solo na profundidade de 1,2 m, sendo esse o efeito de maior severidade causado pelo uso do LE podendo resultar na contaminação do ambiente. De acordo com SIMONETTE et al. (2003) a aplicação de lodo elevou os teores de MO, P, K, Ca, Mg, SO_4^{2-}, Al e H+Al do solo e diminuiu o pH, sendo que a produção de matéria seca do milho aumentou com a aplicação deste resíduo. Assim, o uso do LE foi favorável ao aumento da produção agrícola, influenciando positivamente na qualidade química do solo.

OLIVEIRA et al. (2000) no cultivado a cana de açúcar com o emprego do LE notaram que ocorreram aumentos de pH, CTC, carbono orgânico no solo, em função das doses aplicadas de lodo em dois anos consecutivos. Essa prática foi positiva para a manutenção da fertilidade do solo e, consequentemente, para a produção da cana de açúcar.

No entanto, segundo MELLIS (2006), a dessorção de metais pesados em solo tratados com lodo de esgoto é favorecida quando o pH do solo é diminuído, implicando em menor capacidade do solo tratado com lodo em reter os metais. Ainda segundo o autor, dependendo das concentrações inseridas ao solo via lodo ao longo do tempo e em condições de pH ácido, pode ocorrer a dessorção destes metais, causando impacto negativo ao ambiente. Desta

maneira, MATIAZZO-PREZOTTO (1994), seguindo uma sistemática mais conservacionista recomenda, que não se deve aplicar ao solo resíduos contendo grandes quantidades de Cu, Cd, Ni e Zn, quando constatado valores de pH inferiores a 5,3.

Enfim, conforme o exposto, verifica-se que o uso do lodo de esgoto na agricultura pode trazer benefícios para a atividade agrícola e consequentemente ao solo, influenciando em suas propriedades químicas e/ou físicas, desde que aplicado de forma criteriosa e seguindo as recomendações legais. No entanto, deve-se atentar para os impactos sobre as propriedades microbiológica do solo que, de certa forma, tem se apresentado desfavorável ao uso do lodo no solo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização

O estudo foi realizado no Centro Experimental Central do Instituto Agronômico (CEC), em Campinas - SP, localizado a 22º9' Latitude Sul e 47°1' Longitude Oeste (Figura 1), com altitude de aproximadamente 694 m . O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho eutrófico (EMBRAPA, 2006), de textura argilosa. O clima da região segundo a classificação de Köppen (CRITCHFIELD, 1960) é do tipo Cwa, definido como tropical úmido com estação chuvosa distinta no verão e seco no inverno. Segundo informações do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Ecofisiologia e Biofísica do Instituto Agronômico a temperatura média anual é de 21,7 ºC com precipitação média anual de 1381 mm (Figura 2).

Figura 1 - Imagem aérea da área experimental com indicação da área de mata (1) e experimental (2)

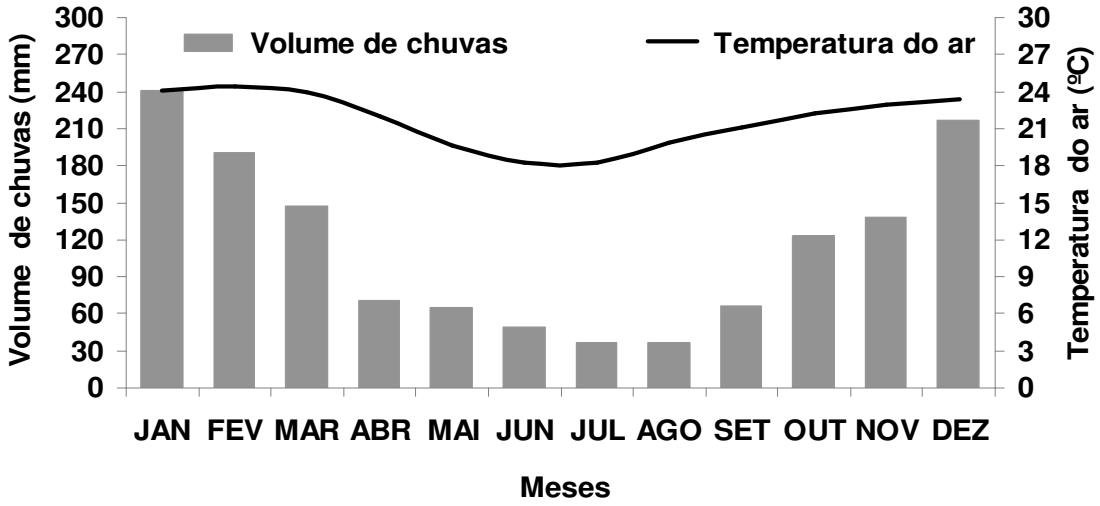

Figura 2 - Médias mensais de temperatura do ar e de precipitação na cidade de Campinas, SP, no período de 1961 a 1990 (FONTE: Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Ecofisiologia e Biofísica - IAC).

3.2 Histórico da área

A área experimental foi cultivada com milho e recebeu aplicações anuais de lodo de esgoto no período de 2001 a 2007. O lodo utilizado nas aplicações foi procedente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Jundiaí, SP. Nesta ETE o efluente foi tratado biologicamente, sendo a remoção da carga orgânica realizada em duas etapas subseqüentes: digestão aeróbia e digestão anaeróbia.

Nesse sistema, são adicionados polímeros catiônicos ao lodo gerado, com a finalidade de otimizar a floculação do material para que este adquira uma consistência sólida, o que facilita sua desidratação. O material é então desaguado e acondicionado fisicamente em leitos de secagem com revolvimento mecânico por 60 a 90 dias em pátio coberto.

O valor médio de pH do lodo aplicado foi de 6,8. Em relação aos metais pesados, os teores no resíduo encontraram-se abaixo da concentração máxima permitida determinada pela norma P4.230 da CETESB (1999) e Resolução CONAMA 357, conforme os resultados de análise apresentados na tabela 2.

As doses de LE utilizadas foram definidas no primeiro ano de aplicação, em função da análise química do lodo e da necessidade de nitrogênio da cultura do milho (CETESB, 1999), sendo uma a dose recomendada e a outra o seu dobro: em média 10 e 20 t ha^{-1} ano^{-1} (L1 e L2 respectivamente com base no material seco) para comparação com o tratamento com adubação mineral (AM) sem a aplicação de lodo, sendo 4,8 kg ha^{-1} de N, 21 kg ha^{-1} de P e 14,5 kg ha^{-1} de K no plantio (fertilizante fórmula 4-14-8) e 75 kg ha^{-1} de N (fertilizante uréia) em cobertura. Os tratamentos com lodo de esgoto (L1 e L2) receberam apenas um complemento na adubação com potássio, na mesma quantidade aplicada no tratamento AM (14,5 kg ha^{-1} de K), no plantio de cada ano, em virtude da baixa presença deste nutriente no LE empregado. O lodo foi incorporado ao solo com enxadão à profundidade de 0,10 m. As parcelas foram cultivadas com milho no verão, ficando o solo em pousio, com os restos da cultura, no outono/inverno.

Tabela 2 - Composição do lodo de esgoto utilizado no Centro Experimental Central do Instituto Agronômico no período de 2001 a 2007.

	Valores							L1*	L2*
Parâmetro [1,2]	2001	2002	2003[4]	2004	2005[4]	2006	2007	kg ha^{-1}	
pH	6,6	7,2	-	7	-	6,8	5,4	-	
Umidade (%)	68,2	65,7	-	73,4	-	65,6	67,2	-	
Sólidos voláteis (%)	54,8	57,3	51,2	62,3	57,9	58,9	56,3	-	
C orgânico (g/kg)	325	298	225	288	292	214	313	19550,0	39100,0
Nitrogênio Kjeldahl (g/kg)	28,3	27	-	28,9	31	32,1	28,6	2052,2	4104,3
Nitrogênio Amoniacal (mg/kg)	577	438	-	266	-	287	289	22,3	44,6
Nitrogênio nitrato-nitrito (mg/kg)	37,2	138,7	-	2,3	-	33,4	30,6	2,9	5,8
Alumínio (g/kg)	16,4	18,8	19,5	23,3	18,14	21,3	18,6	1360,4	2720,8
Arsênio (mg/kg)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,5	<0,01	<0,5	<0,5	<0,5
Boro (mg/kg)	12,3	11,7	4,3	12,7	19,8	77,8	31,3	1,9	3,9
Cádmio (mg/kg)	5,8	6,6	6,4	13,5	12,5	9,4	3,9	0,7	1,3
Cálcio (g/kg)	12,3	9,8	8,09	7,32	38,2	18,3	9,2	1032,1	2064,2
Chumbo (mg/kg)	283	207	134	100	157	129	183	13,6	27,3
Cobre (mg/kg)	284	865	576	872	540	237	304	42,0	84,1
Cromo total (mg/kg)	149	188	153	<0,01	150	166	200	11,7	23,5
Enxofre (g/kg)	26,1	26,8	25,6	12,1	14,5	16,3	18	1394,0	2788,0
Ferro (g/kg)	26	24,1	21,3	17,2	23,3	22,3	21,9	1561,0	3122,0
Fósforo (g/kg)	6,6	7,2	5,6	13	6,3	10,7	7,1	565,0	1130,0
Magnésio (g/kg)	2,1	1,7	1,4	1,6	1,7	1,6	1,5	116,0	232,0
Manganês (mg/kg)	677	693	476	441	560	648	749	48,5	97,0
Mercúrio (mg/kg)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<1,0	<0,01	<0,5	<0,5	<0,5
Molibdênio (mg/kg)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	7,5	11,3	6,1	0,3	0,7
Níquel (mg/kg)	41,8	35,5	37,4	35,4	29,5	42,7	189	4,7	9,4
Selênio (mg/kg)	<0,01	<0,01	<0,01	-	<1,0	<0,01	<0,5	<0,5	<0,5
Zinco (mg/kg)	1365	1738	1295	941	1039	1551	1450	107,2	214,4
Potássio (mg/kg)	1500	1000	826	11470	967	932	1074	203,1	406,1
Sódio (mg/kg)	900	1700	943	8102	1138	1282	1385	176,6	353,1
Bário (mg/kg)	-	-	-	-	-	235	460	10,4	20,9

* Estimativa do total adicionado ao solo após sete anos das aplicações dos tratamentos com lodo de esgoto, L1 (10 t ha^{-1}) e L2 (20 t ha^{-1}).
Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

(1) Os valores de concentração para nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais utilizando-se para tanto, o método de destilação por arraste a vapor e a determinação do C orgânico foi feita por titulometria com digestão com dicromato em bloco digestor, descritos em RAIJ et al., (2001). Para os metais, a análise seguiu as orientações sugeridas pela US-EPA, SW-846 método 3051, sendo o Na e K determinados por fotômetro de chama e os demais por ICP-AES. A umidade e os sólidos voláteis foram determinados por perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente. Determinou-se o pH em extrato aquoso (1:5).

(2) Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

(3) Os valores de concentração para nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais utilizando-se para tanto, o método de destilação por arraste a vapor e a determinação do C orgânico foi feita por titulometria com digestão com dicromato em bloco digestor, descritos em RAIJ et al., (2001). Para os metais, a análise seguiu as orientações sugeridas pela US-EPA, SW-846 método 3051, sendo o Na e K determinados por fotômetro de chama e os demais por ICP-AES. A umidade e os sólidos voláteis foram determinados por perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente. Determinou-se o pH em extrato aquoso (1:5).

(4) Não foi analisado imediatamete, e os valores de pH, %U e N, por isso não foram considerados.

3.3 Tratamentos e coleta de amostras

O presente estudo foi realizado um ano após a última aplicação de lodo de esgoto.

Para a avaliação do efeito das aplicações sucessivas de LE na qualidade do solo foram coletadas amostras de terra nas parcelas referentes aos tratamentos descritos anteriormente (item 3.2), no experimento comparando lodo de esgoto e adubação mineral, instalado em 12 parcelas, com área útil de 100 m² (4 x 25 m) e com declive uniforme de 10%, com três tratamentos (AM, L1 e L2) e quatro repetições, e também coletou-se amostras de terra em mais 4 parcelas, com área útil de 100 m^2, demarcadas em uma área de mata (MT), próxima à área experimental (Figura 1). Essa área não se constitui uma mata original, mas uma área com baixa densidade de vegetação arbórea e que foi reflorestada a cerca de 20 anos e desde então vem sendo preservada.

Desta maneira os tratamentos empregados foram área de mata (MT), adubação mineral (AM), dose de LE recomendada de N para a cultura do milho (L1) e o dobro da dose recomendada (L2), compondo assim um delineamento experimental em inteiramente casualizado com 4 tratamentos e 4 repetições, num total de 16 parcelas.

Em novembro de 2008 foram coletadas amostras compostas de solo, com trado manual, na profundidade de 0-0,20m e peneiradas antes do armazenamento para as análises químicas. Uma alíquota das amostras foi mantida sob refrigeração, para a realização das análises microbiológicas. Para as análises físicas do solo foram coletadas, em cada parcela, 3 amostras na profundidade de 0-0,10 m para análise dos agregados do solo e 5 anéis volumétricos na profundidade 0,10 m para análises de porosidade e retenção de água.

3.4 Descrição das análises

3.4.1 Química do solo

3.4.1.1 Teores totais de metais

A análise de teores totais de metais foi realizada no laboratório de rotina de Análise do Solo do Centro de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agronômico. O método empregado foi SW 846 – método 3051 desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA, 1986), onde a oxidação da matéria orgânica foi realizada com ácido nítrico sob alta temperatura e pressão. A digestão foi realizada em microondas e a determinação dos elementos por espectrofotometria em plasma (ICP-AES) conforme descrito por RAIJ et al. (2001).

3.4.1.2 Carbono orgânico

Para a determinação de carbono orgânico (C-org) foi utilizado o método de Walkey-Black modificado conforme CIAVATTA et al., (1989), neste adicionou-se, em um balão de 250 ml de boca esmerilhada, uma amostra calculada para conter no máximo 100mg de C-org, e peneirada em malha de 0,3mm de abertura. Adicionou-se 20 ml de solução de $Na_2Cr_2O_7$ (0,33 mol L^{-1}) ao balão e em seguida 26 ml de H_2SO_4 concentrado. Conectou-se devidamente o tubo para refluxo, o qual controla a temperatura entre 160 – 165ºC e foi aquecido por 10 minutos em digestor. Em seguida diluiu-se a amostra, com uma alíquota retirada de 5ml, colocando-se 100 ml de água, 5 ml da solução de H_3PO_4 (1:3) e 4 gotas do indicador difenilamina, e titulou-se com sulfato ferroso amoniacal[$Fe(NH4)_2(SO_4)_2$] o dicromato ($Cr_2O_7^-$) remanescente. O final da titulação foi concluído após a mudança da cor da solução de roxa para verde. Todas as amostras foram realizadas em triplicata.

3.4.1.3 Capacidade de troca catiônica a pH do solo

A determinação da CTC efetiva foi realizada pelo método proposto por GILLMAN (1979), cujo princípio é equilibrar o solo com uma solução de bário não tamponada com uma força iônica semelhante àquela da solução do solo no campo. O bário do complexo de troca é então deslocado pelo magnésio adicionado como sulfato, sendo que todas as reações se dão sem alterar a força iônica do meio. Os procedimentos consistiram em pesar 2g de solo (TFSA) e coloca-los em tubos de centrífuga de 50 ml. Adicionou-se aos tubos 20 m1 de solução de $BaCl_2$ 0,1 mol L^{-1} e agitou-se os mesmos por duas horas em mesa agitadora horizontal a 150 rpm. Os tubos de centrifuga foram centrifugados por 15 min. a 9000G e descartado o sobrenadante. Com o solo ainda úmido no tubo, adicionou-se 20 m1 da solução de $BaCl_2$ 0,002 mol L^{-1} e agitou-se novamente em mesa agitadora horizontal por uma hora para realizar o equilíbrio das cargas do solo. Após realizar o equilíbrio as amostras foram centrifugadas novamente e o liquido sobrenadante foi descartado. O processo de equilíbrio foi realizado por três vezes. Após o terceiro equilíbrio e o descarte do sobrenadante, os tubos foram pesados juntamente com o solo úmido para o cálculo da quantidade de solução de cloreto de bário retida. Foi então adicionado 10m1 de solução de $MgSO_4$ 0,005 mol L^{-1} nos tubos e agitados por uma hora e centrifugados. Foi realizado o ajuste da condutividade elétrica nos tubos em 300 µS m^{-1} adicionando a solução de $MgSO_4$

0,005 mol L^{-1} ou água destilada. Após cada adição realizada os tubos foram submetidos à agitação e posteriormente centrifugados para uma nova leitura da condutividade elétrica. Foram realizadas cinco adições de água destilada e/ou $MgSO_4$ 0,005 mol L^{-1} até que a condutividade fosse estabilizada. Sendo os volumes usados nas adições utilizados nos cálculos para determinar o magnésio e o cloreto.

O extrato dos tubos de centrífuga foram filtrados em papel filtro faixa azul, e tomadas alíquotas de 2,0 ml, com auxílio de pipeta e dispensados em outro recipiente onde foi adicionado 20,0 ml de La_2O_3 0,1% de La, evitando assim, com esta solução, a formação de complexos entre fosfato e magnésio. Em seguida realizou-se a leitura do Mg no espectrofotômetro de absorção atômica, previamente calibrado com a curva padrão.

Para estimar a CTC utilizaram-se os seguintes cálculos:

- Quando foi utilizado $MgSO_4$ para ajuste da condutividade elétrica

$$CTC\left(\frac{meq}{100g}\right) = 50(0{,}01V_2 - C_1V_3)$$

- Quando foi utilizado H_2O para ajuste da condutividade elétrica

$$\mathbf{C}TC\left(\frac{meq}{100g}\right) = 50(0{,}1 - C_1V_3)$$

Em que:

V_1 – volume de $BaCl_2$ 0,002 mol L^{-1};

V_2 – volume de $MgSO_4$ 0,005 mol L^{-1} (ou 0,01 mol L) adicionados (10 ml + correção feita com a solução de $MgSO_4$ 0,005 mol L^{-1}; se apenas água for adicionada, V_2 = 10 ml);

V_3 – volume final do sobrenadante (10 ml + correção do $MgSO_4$ 0,005 mol L^{-1} ou H_2O adicionada + V_1);

C_1 – concentração de Mg no sobrenadante (meq ml^{-1}).

3.4.1.4 Nitrogênio total

Na determinação do nitrogênio total (Ntotal), foram encaminhadas amostras para o laboratório de análise de rotina do solo da ESALQ/USP no Departamento de Solos e Nutrição, seguindo o método micro-Kjeldahl descrito por BREMMER (1996). Onde o N

orgânico é convertido em NH_4^+ por digestão com H_2SO_4 em mistura com substâncias que agem como catalisadores (Cu e Se) ou promovem a conversão e ajudam a manter a alta temperatura durante a digestão (K_2SO_4). Assim o NH_4^+ é finalmente determinado por após destilação por arraste de vapor, adicionando-se solução concentrada de NaOH ao extrato de digestão (RAIJ et al. 2001).

3.4.1.5 Fertilidade do Solo

As análises químicas solo, para fins de fertilidade, foram realizadas no laboratório de rotina de Análise de Solo do Centro de Solos e Recursos Agroambientais do Instituto Agronômico seguindo os procedimentos descritos por RAIJ et al, (2001). A determinação de pH foi realizada em $CaCl_2$ 0,01mol L^{-1}; a determinação da MO foi realizada por oxidação úmida e determinada pela leitura colorimétrica; P, K, Ca e Mg foram extraídos por resina trocadora de íons, sendo o P determinado por espectrofotometria, a leitura de K por fotometria de chama, e a determinação de Ca e Mg foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica; H+Al: realizada por leitura do pH SMP; S: extraído com Ca (H_2PO_4) 0,01 mol L^{-1} e a leitura feita por espectrofotometria; B: extraído em água quente e determinado por colorimetria pelo método da azometina-H; Cu, Fe, Mn, Zn Cd, PB, Ni e Cr: extraídos pelo método do DTPA e determinação por espectrometria de absorção atômica. A soma de bases (SB) foi calculada pela soma de Ca, Mg e K trocáveis; CTC: pela soma de bases mais H e Al, e a saturação por bases (V%) foi calculada pela razão da soma de bases pela CTC (RAIJ et al., 2001).

3.4.2 Análise Microbiológica

3.4.2.1 Respiração Basal

O ensaio de respirometria para obtenção da respiração basal (RB) foi realizado em triplicata colocando-se 100 g de amostra em recipientes com tampa com anel de vedação. Adicionou-se água destilada até 60% da capacidade máxima de retenção de água e os recipientes foram incubados em uma câmara escura na temperatura de 25 a 30 ºC por 5 dias.

Após esse período, colocou-se dentro de cada recipiente um erlenmeyer contendo 10 ml de NaOH a 0,01N e submetidos novamente à câmara escura por 5 dias. O branco também

foi realizado em triplicata e submetido ao mesmo período de incubação juntos com as amostras.

Para a obtenção dos resultados, retirou-se o erlenmeyer com o NaOH a 0,01N dos recipientes contendo solo e adicionou-se 1 de BaCl a 50% e mais 2 gotas do indicador fenolftaleína para titulação com HCl a 0,1N. Quantificando o CO_2 emanado pela diferença com a titulação obtida no branco.

3.4.2.2 Atividade da Biomassa Microbiana

O método empregado para a análise da atividade da biomassa microbiana (ABM) foi baseado na respiração induzida proposto por VAN DE WERF & VESTRATE (1987). Sendo realizados os mesmos procedimentos utilizados para a análise da respiração basal citada anteriormente. No entanto, antes das amostras iniciarem o segundo período de incubação foram adicionados nos recipientes 120 mg de glicose, 30 mg extrato de levedura, 45 mg de NH_4Cl, 12 mg $MgSO_4 – 7\ H_2O$ e 10 mg de KH_2PO_4 conforme descrito por ISLAM (2000), sendo os recipientes levados para incubação durante 10 horas. Em seguida realizou-se a titulação com HCl a 0,1N. Ao resultado final foi aplicado o coeficiente 0,283 para a conversão do "carbono respirado" em atividade da biomassa microbiana.

3.4.2.3 Carbono da Biomassa Microbiana

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método da fumigação-extração (VANCE et al., 1987). No método de fumigação-extração, a amostra de solo foi dividida em duas subamostras. Uma delas foi fumigada com clorofórmio, eliminando-se os microrganismos vivos e a outra foi mantida ao natural. As amostras fumigadas com clorofórmio livre de etanol foram incubadas por um período de 5 dias a uma temperatura de 27ºC ± 2ºC. Em seguida extraiu-se o carbono das duas subamostras em solução aquosa de sulfato de potássio a 0,5 mol L^{-1} (as amostras foram agitadas por 30 minutos em agitador horizontal, com posterior filtração em papel de filtro Whatman No.42). Após a extração, os extratos de solo foram submetidos à digestão por dicromato de potássio. Foi realizada a determinação do carbono pela diferença entre o volume excedente do dicromato das amostras, fumigadas e não fumigadas. Os resultados finais foram expressos em micrograma de C por grama de solo seco ($\mu g\ g^{-1}$ de C).

3.4.2.4 Quociente Metabólico

O quociente metabólico (qCO_2) é uma relação entre o CO_2 liberado (respiração basal) e o carbono da biomassa microbiana e é usado como indicador da eficiência da comunidade microbiana em incorporar carbono à própria biomassa (ANDERSON & DOMSH, 1989). Assim, quanto maior o índice, menos eficiente será a comunidade microbiana em ação, já que mais dióxido de carbono é perdido para a atmosfera para incorporar uma unidade de carbono à biomassa. Os resultados foram expressos em μg CO_2 por μg $CBM^{-1}dia^{-1}$.

3.4.2.5 Quociente Microbiano

O quociente microbiano (Qmic) foi obtido pela relação entre a atividade da biomassa microbiana e o carbono orgânico, esse quociente fornece uma medida da qualidade da matéria orgânica, onde maiores valores podem refletir eficiência da conversão do C-org. do solo para CBM (TÓTOLA & CHAER, 2000).

3.4.2.6 Atividade de Protease

A enzima protease teve sua atividade determinada pelo método descrito por LADD & BUTLER (1972). Esse método mede a liberação de aminoácidos após a incubação do solo com caseinato de sódio (2%), por 2 h e a 50ºC, utilizando-se o reagente de Folin Ciocalteau. O substrato utilizado foi a caseína, uma fonte de composto nitrogenado. A atividade proteolítica nas amostras foi determinada pela adição de 5 mL de tampão tris (0,05 mol L^{-1} – 6,05 de tris hidroximetilaminometano em 1000 mL de água destilada – pH 8,1); e 5 ml de solução de caseinato de sódio a 2% (v/v) em um tubo de ensaio contendo 1 g de solo. A suspensão foi incubada por 2 h a 50ºC em banho maria. No final da incubação, adicionaram-se 5 ml de solução de ácido tricloroacético a 15% (v/v). O controle com solo foi feito adicionando-se 5 ml de solução de caseinato de sódio (2%) no fim da incubação e imediatamente antes da adição de solução de ácido tricloroacético (15%). As amostras de solo foram centrifugadas por 10 minutos a 15500 G. Adicionaou-se 7,5 ml de reagente alcalino (0,47 mol L^{-1}) – 1000 ml de carbonato de sódio, 20 ml de sulfato de cobre e 20 ml de tartarato de sódio e potássio – à 5 ml do sobrenadante e incubou-se as amostras por 15 minutos em

temperatura ambiente. Após a adição de 5 ml do reagente de Folin Ciocalteau a 33% (v/v), as suspensões foram filtradas em papel de filtro Whatmann n.42 e a absorbância medida após 1 h. Realizou-se uma curva padrão a partir de 1, 2, 3, 4 e 5 mL de solução de tirosina (500 μg ml^{-1}) – adicionaou-se 5 ml de solução de caseinato de sódio (2%) e tampão tris (0,05 mol L^{-1}) até completar o volume de 10 ml e, finalmente, 5 ml de solução de ácido tricloroacético (15%). Os valores de atividade foram obtidos após 1 h, por leitura da absorbância em comprimento de onda de 700 nm. Os resultados foram expressos em μg por grama de solo seco em 2 horas (μg g^{-1} $2h^{-1}$).

3.4.2.7 Atividade de Desidrogenase

A análise da atividade enzimática foi feita pelo método descrito por CASIDA et al. (1964) pela de análise qualitativa por meio do processo químico da redução de Cloreto de Trifeniltetrazólio (TTC), que é um receptor artificial de elétrons, formando como produto final o Trifeniltetrazólio formazan (TTF). Quase todos os microrganimos reduzem TTC a TTF e o essa análise indica convenientemente a atividade das desidrogenases envolvidas, o que permite sua aplicação na medida do impacto de elementos potencialmente tóxicos sobre a atividade microbiana. O ensaio consistiu em colocar 5 g de solo em tubo de ensaio 20 ml com tampa onde foram adicionados 5 ml da solução TTC a 1 % e agitados em agitador até a completa homogenização, submetidos logo após, em banho-maria a 37 ºC por 24 horas, no escuro. Após esse período, acrescentou-se 10 ml de metanol, agitou-se os tubos e após decantação dos sólidos extraiu-se o sobrenadante com pipeta, transferindo-o para tubos de centrífuga para centrifugação a 3.400 rpm por 10 minutos e repetindo-se esse procedimento por mais uma vez.

Transferiu-se o sobrenadante que poderia variar de incolor a vermelho, para uma cubeta e realizou-se a leitura a 485 mn em espctrofotômetro com abertura de fenda 2.

3.4.3 Física do solo

3.4.3.1 Agregados do solo

Para a avaliação dos agregados do solo, as amostras coletadas foram encaminhadas para o laboratório de rotina do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos

Agroambientais do Instituto Agronômico. As amostras foram submetidas ao peneiramento em água pelo método descrito por KEMPER & CHEPIL (1965): inicialmente, com as amostras secas ao ar, realizou-se um peneiramento a seco para a separação dos agregados de diâmetro entre 9,52 mm e 4,00 mm em agitador mecânico, pelo tempo de dez minutos, na rotação máxima do aparelho. Da fração retida na peneira de 4,00 mm separou-se 50 g de agregados, quantidade que foi umedecida com água e, após 10 minutos, peneirada em agitador mecânico em recipientes com água, utilizando-se um jogo de peneiras com malhas de abertura de 7,93 mm, 6,35 mm, 4,00 mm, 2,00 mm, 1,00 mm e 0,5 mm. A fração de agregados retida em cada peneira foi colocada em copos de alumínio e levada à estufa à temperatura de 105-110 ºC. Após 48 horas, em média, ou até obtenção de massa constante, as amostras foram pesadas e os resultados corrigidos em função da umidade inicial da amostra. A partir dos pesos de agregados em cada peneira calculou-se o valor do diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados estáveis em água.

3.4.3.2 Granulometria

A análise de granulometria, que consiste na desagregação mecânica da amostra, dispersão e avaliação da proporção relativa das partículas primárias por sedimentação em meio aquoso, foi realizado no laboratório do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agronômico, pelo método da pipeta, de acordo com CAMARGO et al. (1986). A mistura de hidróxido de sódio com hexametafosfato de sódio foi utilizada para a dispersão da amostra. Para a desagregação, utilizou-se a metodologia preconizada por GROHMANN & RAIJ (1974), consistindo em agitação lenta com agitador rotativo de Wagner a 30 rpm, durante dezesseis horas.

O procedimento consistiu em transferir, para uma garrafa de Stohmann, 10 g da amostra mais 50 ml de solução dispersante a 0,1 mol L^{-1}. A suspensão foi transferida para uma proveta graduada de 500 ml (0,05 m de diâmetro), passando por uma peneira com malha de 0,053 mm e completando-se o volume com água destilada. Lavou-se o material retido na peneira (areia total) que foi posto para secar a 105 ºC e pesado. A areia total foi transferida para um conjunto de peneira com abertura de malha de 0,210 mm e fracionada manualmente em areia grossa (2-0,210 mm) e areia fina (0,210-0,053 mm).

Após completar o volume da proveta a 500 ml, agitou-se a suspensão por trinta segundos com um bastão contendo na extremidade inferior um êmbolo de borracha com diâmetro um pouco menor que o do cilindro, com movimentos de cima para o fundo e vice-

versa. Transcorrido o tempo necessário para a sedimentação do silte, de acordo com a lei de Stokes, introduziu-se uma pipeta de 10 ml a uma profundidade de 0,05 m para amostragem de argila, com sucção contínua para evitar turbilhonamento. Para essa operação utilizou-se um pipetador automático. As alíquotas assim obtidas foram transferidas para cápsulas de porcelana previamente taradas e postas para secar a 105-110 ºC por um período de oito horas. Esse procedimento foi repetido também com a prova em branco, contendo a solução dispersante e água destilada. Após secagem as cápsulas foram postas para esfriar em dessecador contendo sílica gel, sendo pesadas em seguida para determinação da argila. O silte foi calculado por diferença.

3.4.3.3 Densidade, Capacidade de campo e Porosidade do solo

Foram coletadas amostras indeformadas utilizando anéis volumétricos de 100 cm³ cravados no solo na profundidade de 0,10 m. Os anéis foram encaminhados para o laboratório do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agronômico, onde as amostras foram saturadas em água por 24 horas e o excedente extraído pela aplicação de pressão constante em Câmara de Richards (KLUTE & DIRTSEN, 1986) e submetidas à tensão de 10 kPa necessária para a determinação da capacidade de campo (CC), 60 kPa para a determinação da microporosidade e a porosidade total (PT) obtida com a amostra saturada. A macroporosidade foi calculada pela da diferença entre a porosidade total e microporosidade, sendo os valores expressos em $m^3\ m^3$. A relação entre o peso seco das amostras de solo contidas nos anéis e o volume do anel resultou no valor da densidade do solo, em $Mg\ m^{-3}$.

3.5 Índices de Qualidade do Solo

Para o cálculo do IQS realizou-se uma adaptação da proposta dos autores ADEJUWON & EKANADE (1988) utilizada por ISLAM & WIEL (2000). Assim, a área de mata (MT) foi considerada neste estudo como uma referência de qualidade, à qual foi atribuído o valor máximo de qualidade do solo para os parâmetros analisados. Dessa forma o IQS foi obtido pelo cálculo da variação dos parâmetros analisados no solo que recebeu: (AM) adubação mineral; (L1)10 $t\ ha^{-1}$ de LE; e (L2) 20 $t\ ha^{-1}$ de LE, em relação à área de mata (MT).

Para o cálculo do IQS as variações observadas nos atributos do solo foram transformadas em porcentagem dos valores encontrados na área de mata, podendo, as variações, nos tratamentos AM, L1 e L2, serem positivas ou negativas, para cada parâmetro de cada "atributo" em relação ao tratamento MT (referência de qualidade). Foram gerados inicialmente três índices de qualidade: a) química do solo (IQS_q); b) física do solo (IQS_f) e c) microbiologia do solo (IQS_m) possibilitando avaliar a participação individual de praticamente todos os parâmetros analíticos medidos. Quanto mais distante de zero o valor do IQS, mais distante da referência de qualidade (área de mata) e/ou maior o desequilibro proporcionado pelo tratamento empregado. No cálculo final do IQS foram utilizados os atributos dos três IQSs .

Como caráter de exclusão, ou seja, limitante para o cálculo do IQS adotou-se como regra que se os teores totais dos elementos potencialmente tóxicos (As, Ba, Cd, Pb, Cu, Hg, Ni e Zn) atingissem algum dos limites de intervenção estabelecidos pela CETESB (2005), a qualidade do solo seria considerada inadequada, independentemente dos outros parâmetros que pudessem conferir qualidade a esse solo pelos demais atributos químicos, físicos e microbiológicos.

Para tanto a variação dos atributos, químicos, físicos e biológicos, foi dividida em três grupos com igual importância para o cálculo da qualidade, ou seja, com 33,33 % do total da qualidade do solo em cada um, sendo: para o grupo de qualidade química do solo (IQS_q), que compreendeu as análises de Corg, Ntotal, pH, P, K, Ca, Mg, CTC, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Ni e Pb, atribuiu-se 2,08 % de variação máxima para cada um desses parâmetros; o grupo de qualidade física do solo (IQS_f) foi composto pelas análises de estabilidade de agregados (DMP), densidade, macroporosidade, microporosidade e a relação CC/PT (capacidade de armazenamento de água), atribuiu-se 5% de variação para cada parâmetro; e para o grupo que representa a qualidade microbiológica do solo (IQS_m)**,** composto pelas análises de RS, ABM, CBM, qCO_2, Qmic, atividade de protesase e atividade de desidrogenase foram atribuídos 6,68 % de variação para cada parâmetro.

3.6 Análise estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo teste F, assim como análise de contrastes ortogonais entre os tratamentos, a 5 % de probabilidade.

A análise de contraste foi realizada entre: mata e adubação mineral **(MT vs AM);** mata e dose recomendada de L.E (10 t ha^{-1}) **(MT vs L1)** e adubação mineral contra a média dos tratamentos com L.E **(AM vs M(L1+L2)**.

As análises estatísticas foram obtidas utilizando com o auxílio do software SAS v.6.11 (1996).

Para os resultados obtidos pelos IQS realizou-se diferença mínima significativa à 5 % de probabilidade ($DMS_{0,05}$) para comparar os tratamentos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Atributos químicos

4.1.1 Teor total de elementos potencialmente tóxicos

Nenhum dos elementos potencialmente tóxicos (EPT) analisados atingiu o valor de intervenção apresentado pela CETESB (2005). Desta maneira pode-se afirmar que a aplicação do LE utilizado não promoveu restrições para o seu uso agrícola, mesmo na dose acima da recomendada para a cultura do milho em sete anos de aplicações continuas (Tabela 3). Desta forma, todos os tratamentos empregados puderam ser utilizados na composição do IQS proposto.

Tabela 3 - Teores totais de elementos potencialmente tóxicos do solo, na camada 0-0,20 m de profundidade, na área de mata e nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto.

Parâmetro	Valores orientadores*		Tratamentos				CV%
	Referência	Intervenção	MT	AM	L1	L2	
Arsênio (mg kg^{-1})	15	35	3,03	4,78	5,48	5,23	39,74
Bário (mg kg^{-1})	150	300	35,53	14,88	30,33	38,63	22,55
Cádmio (mg kg^{-1})	1,3	3	0,70	1,30	1,53	1,75	15,75
Chumbo (mg kg^{-1})	72	180	15,00	14,13	18,65	23,23	12,32
Cobre (mg kg^{-1})	60	200	99,85	64,85	75,03	91,90	16,09
Mercúrio (mg kg^{-1})	0,5	12	0,30	0,28	< 0,005	0,10	109,20
Níquel (mg kg^{-1})	13	30	10,80	9,68	10,20	11,03	15,85
Zinco (mg kg^{-1})	300	450	31,63	20,48	61,73	69,65	17,04

MT = área de referência com valores representando o ideal de qualidade do solo; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo (dose recomendada para as necessidades de N da cultura); L2 = 20 t ha^{-1}de lodo (dobro da dose recomendada de N para a cultura).* Valores orientadores de referência de qualidade e intervenção agrícola estabelecidos pela CETESB (2005).

Não houve diferença significativa entre os tratamentos para os teores de As, Cd, Cu, Hg e Ni em função da aplicação ou não do LE ao solo em relação à área de mata. No entanto, houve diferença significativa entre os tratamentos para as concentrações de Ba, Pb e Zn, sendo observado o contraste entre MT vs L1. Porém, o tratamento L1 apresentou concentração de Ba 14,6% menor do que a encontrada na área de mata, sendo os teores de Pb e de Zn maiores em 24,3% e 95,2%, respectivamente. O contraste MT vs AM ocorreu apenas para a concentração de Pb que apresentou um teor de 6% menor do que o encontrado na área de mata (Tabela 4).

O contraste AM vs M(L1+L2) foi significativo para as concentrações de Ba, Cd, Pb e Zn. Isso indica que em decorrência das sucessivas aplicações de LE ocorreu o aumento dos teores totais desses metais no solo em comparação com a adubação convencional. A variação percentual dos teores totais de EPT, em relação à área de mata pode ser verificada na figura 3.

Vale a pena salientar que, mesmo com esse acréscimo, todos os teores de EPT estão longe de atingir os valores de intervenção estabelecidos pela CETESB (2005) e que os resultados obtidos para a dose de 10 t ha^{-1} de LE não apresentaram concentrações significativamente diferentes da área de mata, aqui utilizada como padrão de referência em qualidade do solo.

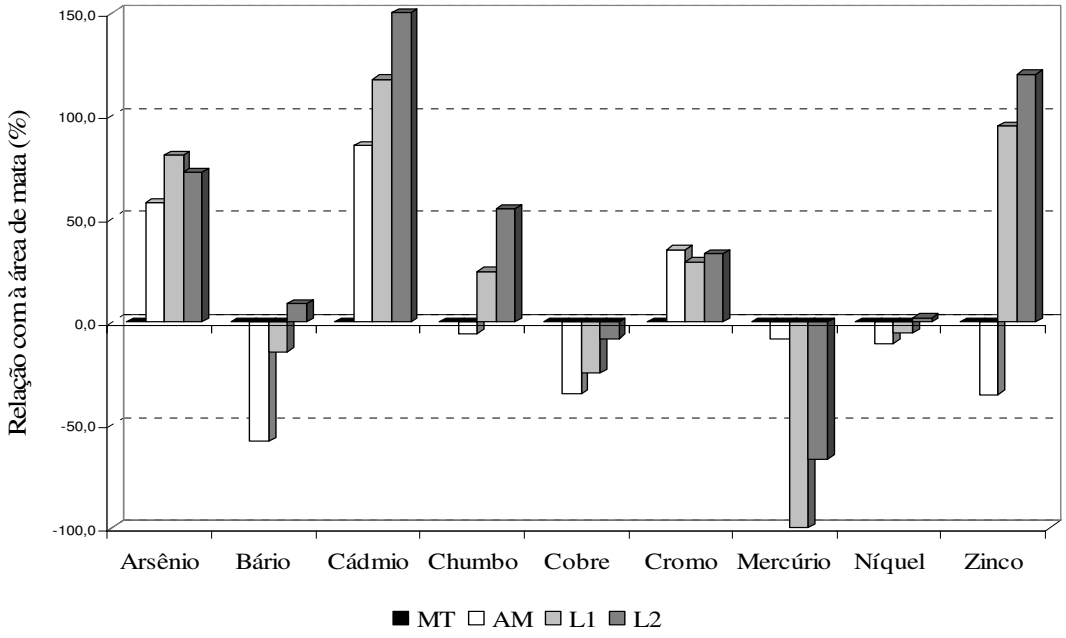

Figura 3 Variação percentual média dos teores totais dos elementos potencialmente tóxicos nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0-0,20 m. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

Tabela 4 Contraste dos teores dos elementos potencialmente tóxicos do solo de mata com o tratamento com lodo de esgoto na dose recomendada e adubação mineral, e adubação mineral com a média das doses de lodo aplicadas.

Parâmetro	Contraste		
	MT vs L1	MT vs AM	AM vs L1+L2
Arsênio	ns	ns	ns
Bário	*	ns	*
Cádmio	ns	ns	*
Chumbo	*	*	*
Cobre	ns	ns	ns
Mercúrio	ns	ns	ns
Níquel	ns	ns	ns
Zinco	*	ns	*

ns Não significativo a 5% de probabilidade * Significativo a 5% de probabilidade pelo F

4.1.2 Química do solo

Os resultados médios obtidos para as propriedades químicas do solo, na camada 0-0,20 m de profundidade, para os tratamentos MT, AM, L1 e L2, estes dados estão apresentados na tabela 5.

Com exceção do C-org, NT, C/N e Mn, houve diferença significativa para os contrastes dos demais parâmetros químicos de fertilidade analisados. Com as sucessivas aplicações de LE ocorreu diferença significativa em relação à área de mata para os teores de Mg, H+Al, B, Fe, Zn, Cd, Ni e Pb, e o decréscimo do pH, SB, CTC e CTC efetiva, mostrado pelo contraste MT vs L1(Tabela 6).

Em relação à área de mata, o solo que recebeu adubação mineral apresentou maior valor do índice de pH e na concentração de Mg, e redução das concentrações de Mn, K, Ca, B, Cu, Fe, Zn, Cd, Ni e Pb, na CTC, SB e H+Al. Isso indica alterações na fertilidade do solo, tanto no tratamento que recebeu LE na dose recomendada como no tratamento que recebeu a adubação convencional (Figura 4A). O contraste AM vs M(L1+L2) com exceção do Mn, foi significativo para os demais parâmetros (Tabela 6), indicando que houve diferença entre os métodos de cultivo adotados, ou seja adubação convencional e adubação com LE pelos os parâmetros químicos de fertilidade do solo analisados.

Tabela 5 Parâmetros químicos de fertilidade do solo, na camada 0-0,20 m de profundidade, para os tratamentos com mata, adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto.

Parâmetro	Unidade	Tratamentos				CV%
		MT	AM	L1	L2	
Corg.	g kg-¹	19,97	12,72	15,75	17,74	20,60
NT	g kg-¹	14,64	12,05	16,17	18,06	19,33
C/N		1,36	1,06	0,97	0,98	28,72
pH		4,9	5,3	4,6	3,9	3,30
P	mg dm^{-3}	11,25	25,50	39,00	52,75	21,76
K	$mmol_c$ dm^{-3}	3,85	2,68	2,05	1,48	21,17
Ca	$mmol_c$ dm^{-3}	41,50	25,50	19,25	8,50	18,31
Mg	$mmol_c$ dm^{-3}	14,00	14,50	7,25	2,25	21,16
H+Al	$mmol_c$ dm^{-3}	42,00	28,00	52,25	109,75	14,13
SB	$mmol_c$ dm^{-3}	59,35	42,68	28,55	12,23	17,60
CTC	$mmol_c$ dm^{-3}	101,65	70,53	80,90	122,20	9,92
CTC efetiva	$mmol_c$ dm^{-3}	40,59	31,17	26,15	21,68	4,21
V%	%	58,25	60,25	35,25	10,25	9,88
B	mg dm^{-3}	0,25	0,21	0,35	0,57	14,16
Cu	mg dm^{-3}	15,20	5,78	12,38	15,73	16,68
Fe	mg dm^{-3}	44,75	11,00	45,50	83,75	21,22
Mn	mg dm^{-3}	67,88	27,68	80,75	72,18	33,76
Zn	mg dm^{-3}	6,65	1,40	20,08	23,50	29,57
Cd	mg dm^{-3}	0,03	0,01	0,15	0,18	30,69
Ni	mg dm^{-3}	0,41	0,12	0,41	0,52	29,48
Pb	mg dm^{-3}	1,77	0,94	1,99	2,39	21,23
Cr	mg dm^{-3}	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,0

*MT = área de referência com valores representando o ideal de qualidade do solo; AM = adubação mineral; L1 = 10 $t.ha^{-1}$de lodo (dose recomendada para as necessidades da cultura em N); L2 = 20 $t.ha^{-1}$de lodo (dobro da dose recomendada para cultura).

Tabela 6 Contraste dos parâmetros químicos de fertilidade do solo de mata com os tratamentos com lodo de esgoto na dose recomendada e adubação mineral, e adubação mineral com as doses de lodo aplicadas**.**

Parâmetro	Contraste		
	MT vs L1	MT vs AM	AM vs M(L1+L2)
Corg.	ns	ns	ns
NT	ns	ns	ns
C/N	ns	ns	ns
pH	*	*	*
P	*	*	*
K	ns	ns	*
Ca	ns	*	*
Mg	*	*	*
H+Al	*	*	*
S.B.	*	*	ns
C.T.C.	*	ns	*
C.T.C.efetiva	*	*	*
V%	*	*	ns
B	*	*	*
Cu	*	*	*
Fe	*	*	*
Mn	*	ns	ns
Zn	*	*	*
Cd	*	ns	*
Ni	*	ns	*
Pb	*	ns	*

[ns] Não significativo a 5% de probabilidade. [*] Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

4.1.2.1 Carbono orgânico

A área de mata apresentou o maior teor de carbono orgânico (C-org) seguido respectivamente dos tratamentos L2, L1 e AM. Esses resultados eram esperados devido à ausência do revolvimento do solo e a conservação dos resíduos vegetais sobre a superfície do solo, ou seja, não ocorre a degradação desse C-org no ambiente de mata preservada, e nos tratamentos que receberam LE devido a grande quantidade de C-org presente na composição desse resíduo (Figura 4B). O tratamento L1 apresentou em média 23,8% de aumento no teor de C-org quando comparado com AM, corroborando com os resultados obtidos por MELLO et al. (1994); OLIVEIRA, 2000; MELO et al.,(2004); MELO, (2006); CHIBA et al, (2008), que também verificaram aumento nos teores de carbono orgânico do solo em função da aplicação de lodo de esgoto em doses crescentes, em comparação com a adubação mineral.

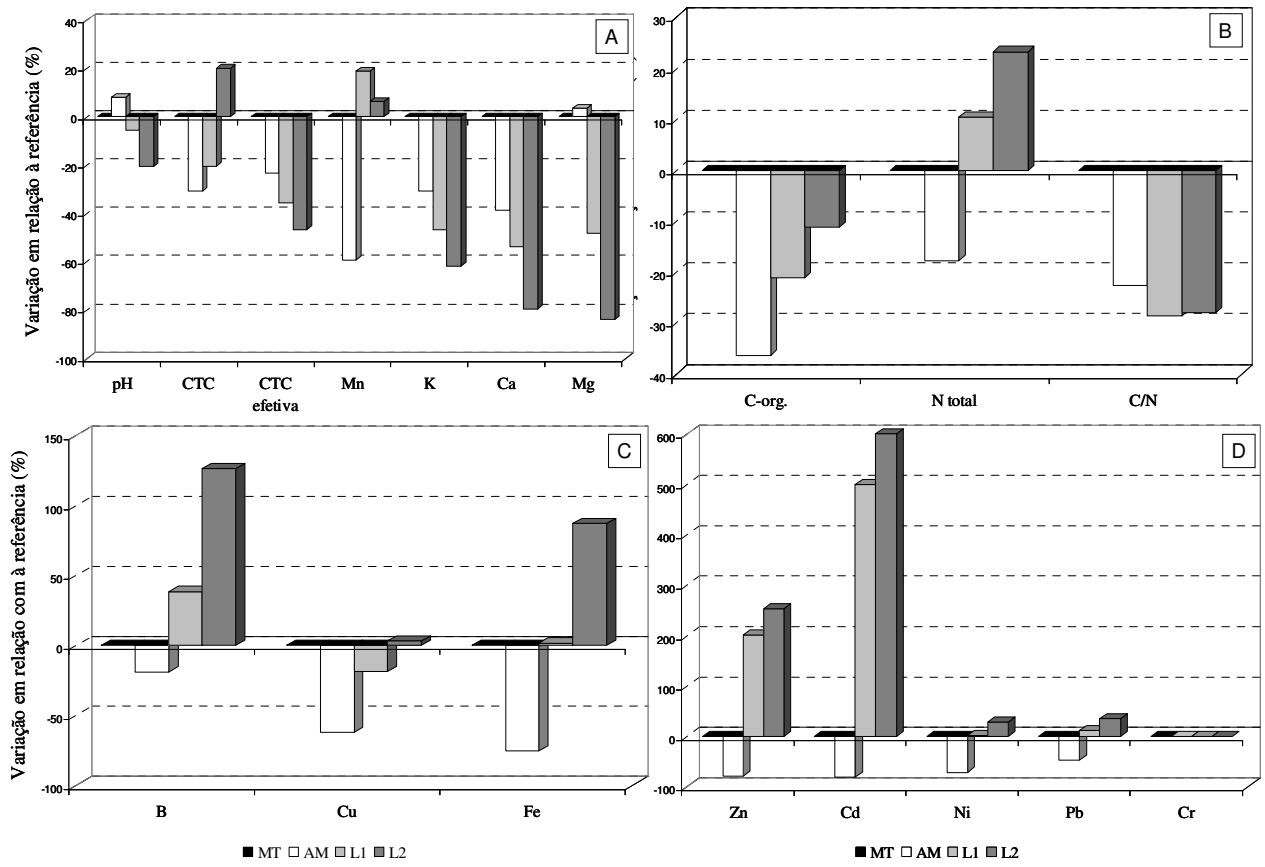

Figura 4 Variação percentual média dos parâmetros de fertilidade do solo e metais disponíveis tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0 – 0,20 m. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

4.1.2.2 Nitrogênio total

Apesar de os tratamentos com lodo de esgoto apresentarem em média teor de N total maior que o obtido no tratamento MT e AM (Figura 4B), não houve diferença significativa observada pelos contrastes realizados. Aumentos nos teores de N total, em solos tropicais, em função da aplicação do lodo de esgoto, foram observados por OLIVEIRA (2000); MELO (2006) e MALDONADO (2009), e eram esperados, pois o aumento de N total no solo tratado com LE pode ser atribuído às concentrações de N total presentes nesse resíduo (Tabela 2) e a taxa de aplicação deste, a qual adiciona ao solo três vezes a quantidade de N recomendada em virtude de o LE ter apenas 1/3 de seu N total considerado disponível no primeiro ano (CETESB, 1999). Dessa forma, o N aplicado via LE permanece mais tempo no solo, de acordo com a sua taxa de mineralização, fato que não ocorre na área com o tratamento AM

que recebeu o N em formas mais disponíveis. Mesmo assim, de acordo com a análise estatística empregada não se verificou aumento significativo dos teores de N total, indicando que o cálculo da taxa de aplicação do LE, em função do N requerido pela cultura do milho, não implicou em acúmulo de quantidades excessivas de N na camada de 0-0,20 m do solo, pelo período de sete anos dessa prática. No entanto, de acordo com DYNIA et al. (2006), após alguns anos de aplicações sucessivas de LE pode ocorrer a lixiviação do N na forma de nitrato para as camadas inferiores a 0-0,60 m de profundidade no solo, se tornando inaproveitável para as culturas anuais, cujo sistema radicular se limita aos primeiros 0,50 m de profundidade, podendo assim aumentar os riscos de contaminação do lençol freático, conforme o aumento das doses de lodo aplicadas no solo.

4.1.2.3 Relação C/N

Para a relação C/N não houve diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 6), concordando com os resultados obtidos por ISLAM & WIEL (2000) ao compararem a qualidade do solo em diferentes tipos de uso com áreas de floresta em Bangladesh, e com ANDRADE (2004) que também não verificou diferenças significativas na relação C/N do solo após 5 anos de aplicação de lodo de esgoto no cultivo de eucalipto.

4.1.2.4 pH do solo

As áreas de cultivo que receberam sucessivas aplicações de lodo de esgoto apresentaram menores valores de pH em relação à área de mata, a qual também apresentou um valor de pH menor em comparação ao tratamento com adubação mineral (Tabela 5). De acordo com RAIJ et al. (1996) os valores para a acidez do solo obtidos no tratamento AM são considerados médios (pH 5,1a 5,5) para o cultivo agrícola. Já os valores de acidez obtidos nos tratamentos MT e L1 são considerados altos (4,4-5,0) e muito alto (pH < 4,4) para o tratamento L2. A análise dos contrastes em comparação com a área de mata indicou diferença significativa entre tratamentos MT vs AM, MT vs L1 e AM vs M(L1+L2) (Tabela 6). Dessa forma as áreas de cultivo, com ou sem lodo, apresentaram alteração na fertilidade do solo (Figura 4A), sendo positiva no caso da adubação mineral, por se enquadrar em uma faixa de pH considerada mais adequada para o cultivo agrícola e negativa para os tratamentos com LE, cujos valores obtidos se encontram em faixas de pH consideradas menos propícias para a produção agrícola.

A incorporação do LE ao solo agrícola pode elevar ou mesmo acidificar o solo em virtude do tratamento a que o LE é submetido na ETE. Quando o LE recebe cal hidratada para sua higienização, a sua aplicação ao solo em geral resulta em aumento do pH deste, conforme observado por BERTON et al. (1989). Quando o LE é apenas centrifugado com polieletrólitos e não recebe cal hidratada, têm-se observado aumento da acidez do solo após aplicaçaões de doses crescentes deste resíduo. Esse aumento da acidez do solo pode chegar a uma unidade de pH segundo BETTIOL & GALVÃO (2006).

Esse decréscimo observado no pH do solo que recebeu LE pode ser atribuído à liberação de H^+ em decorrência da mineralização do N presente em resíduos orgânicos e ao acréscimo de C-org no solo, resultando na acidificação do solo com o aumento da dose de LE aplicado (VITÓRIA et al. 1992, LOGAN 1997).

4.1.2.5 Fósforo

De acordo com a classificação apresentada por RAIJ et al. (1996), o teor de P encontrado na área de mata, de 11,25 mg dm^{-3}, pode ser considerado alto (9 a 16 mg.dm^{-3}) por se tratar de um ambiente florestal. No entanto, esse valor é considerado baixo em ambiente de produção agrícola anual que considera a faixa entre 7 e 15 mg dm^{-3}. Dessa forma, os teores encontrados nos tratamentos AM, L1 e L2 são considerados altos para o ambiente de mata e de médios a alto, ou seja adequados, para áreas de cultivo segundo esses autores.

Na figura 5 pode-se verificar que os tratamentos L1 e L2 mostraram um acréscimo de aproximadamente 120 e 240 % de P em relação ao tratamento AM, que por sua vez revelou um teor de P 127% maior em relação ao tratamento MT. Desta forma, os contrastes realizados indicaram que as alterações foram significativas, sendo que tanto os cultivos que receberam a aplicação do lodo ou adubação mineral contribuíram de forma positiva em termos de fertilidade do solo, e pelo contraste AM vs M(L1+L2) verificou-se que o uso do LE resultou em maiores quantidades de P disponível no solo, do que a adubação convencional. Aumentos nos teores disponíveis de P também foram relatados por BERTON et al. (1989) em casa de vegetação com plantas de milho, por SIMONETE (2001) que observou aumento linear de P no solo com o aumento das doses de LE em experimento de campo com a cultura do milho, e por MALDONADO (2009) com o uso do LE em cultivo de eucalipto. Segundo GALDOS et al. (2004) é importante lembrar que grandes quantidades de P disponíveis no solo podem resultar em fonte de poluição das águas superficiais, em decorrência da erosão do solo.

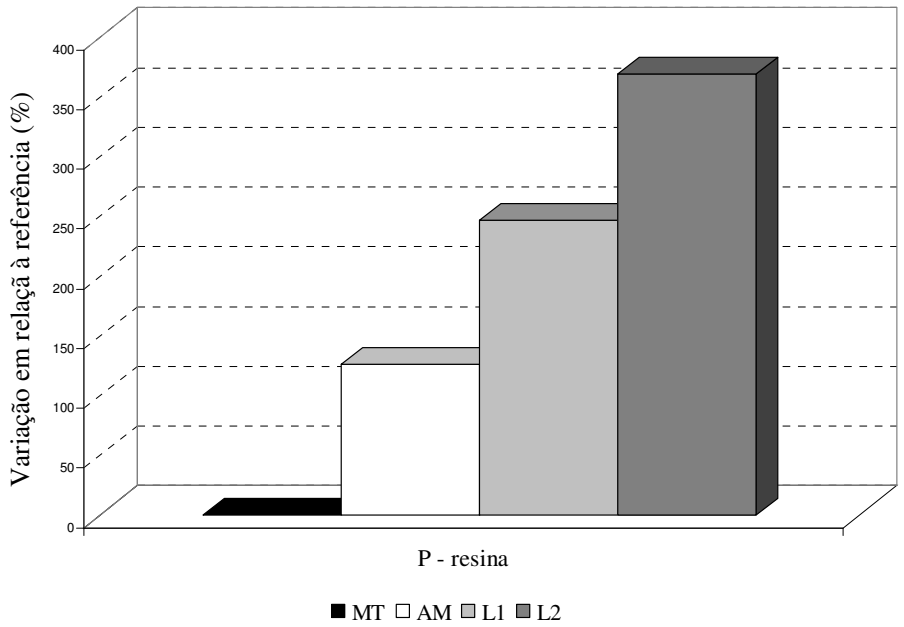

Figura 5 Variação percentual média dos teores de fósforo obtidos nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0 - 0,20 m. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

4.1.2.6 Potássio

O decréscimo nos teores de K trocável no solo (Tabela 5 e Figura 4 A) foi observado nos tratamentos AM, L1 e L2, mesmo estes tendo recebido as mesmas quantidades de K em comparação com MT. Apesar da diminuição nas concentrações de K observadas nas áreas cultivadas com milho, de acordo com RAIJ. et al., (1996) os teores obtidos são considerados médios para a prática de cultivo agrícola (1,6-3,0 $mmol_c$ dm^{-3}). A diferença nas concentrações de K entre os tratamentos, observadas pelo contraste AM vs M(L1+L2) foram significativas (Tabela 6), sendo os menores teores deste nutriente obtidos pelos tratamentos com LE, ou seja, as sucessivas aplicações de lodo influenciaram mais negativamente na fertilidade do solo do que a adubação mineral quando analisado por esse parâmetro. No entanto, a diminuição deste nutriente no solo pode ser atribuída à sua exportação pelos grãos de milho, já que nas áreas de cultivo os restos vegetais foram mantidos sobre o solo e todos os tratamentos receberam a mesma quantidade de potássio via adubação mineral.

4.1.2.7 Cálcio e magnésio

Os teores de Ca trocável no solo decresceram em função das aplicações do lodo (Tabela 5). No entanto, segundo RAIJ et al. (1996) os teores são considerados altos em todos os tratamentos (> 7 $mmol_c.dm^{-3}$). Assim, mesmo com os decréscimos observados pode-se dizer que esses manejos não estão interferindo negativamente na produtividade do milho, quando analisados por esses parâmetros.

Os teores de Mg trocável presentes no solo também diminuíram nos tratamentos com LE (Tabela 5). De acordo com RAIJ et al. (1996), as concentrações obtidas no solo que recebeu a adição de 10 t ha^{-1} LE são consideradas médias (5-8 $mmol_c.dm^{-3}$), baixas no tratamento que recebeu 20 t ha^{-1} de LE (>5 $mmol_c.dm^{-3}$) e altas no solo que recebeu adubação mineral (> 8 $mmolc.dm^{-3}$). Dessa forma, verifica-se que o uso do LE interferiu negativamente nos teores deste nutriente no solo (Figura 4A).

Apesar dos tratamentos apresentarem diferença significativa, não se observou contraste dos teores de Ca entre os tratamentos MT e L1 (Tabela 6) ou seja, em relação à área de mata a aplicação da dose recomendada de LE, 10 t ha^{-1}, não alterou significativamente o teor de Ca trocável no solo, sendo que para o Mg houve diferença significativa, indicando que a aplicação de LE adotada em L1 alterou o teor de Mg do solo. Observou-se contrastes significativos entre a área de mata e a área de adubação mineral para o Ca, demonstrando a influência negativa do tratamento AM na conservação desse nutriente no solo. Também foi significativo o contraste AM vs M(L1+L2), comprovando, de forma geral, que uso do lodo de esgoto diminuiu as concentrações de Ca e Mg disponíveis no solo.

Isso pode ter ocorrido devido ao tipo e composição do LE utilizado, o qual não recebeu em seu tratamento a adição de cal, que aumentaria os teores de Ca e também pela falta da correção da acidez do solo, com calcário, o qual poderia ter aumentado a disponibilidade desses nutrientes (OLIVEIRA 2000; SIMONETE, 2001; ANDRADE 2004).

4.1.2.8 Capacidade de troca catiônica

A CTC efetiva diminuiu nos tratamentos AM, L1 e L2, em relação com a área de mata (Tabela 5). Apesar da área de mata apresentar pH de solo inferior ao obtido pelo tratamento AM a sua CTC efetiva foi significativamente superior em relação ao tratamento AM. Nos tratamentos L1 e L2, que apresentaram pH do solo inferior aos obtidos na área de mata

verificou-se valores CTC efetiva também inferiores aos do tratamento MT (Figura 4A). Desta maneira os contrastes da área de mata com os tratamentos, AM e L1, e AM vs M(L1+L2), observados foram significativos, indicando que houve influência na redução da CTC efetiva, sendo essa agravada pelo aumento da dose de LE (Tabela 6).

Com relação à CTC estimada pela soma de bases + (H + Al) verificou-se aumento da CTC do solo com a aplicação do LE somente no tratamento L2, em relação a área de mata e os demais tratamentos, AM e L1 (Tabela 5 e Figura 4A). O tratamento L1 apresentou valor de CTC superior ao obtido pelo tratamento AM, mas inferior ao observado na área de mata. Portanto, a diminuição da CTC no tratamento L1 observada pelo contraste MT vs L1 foi significativa, sendo que no contraste AM vs M(L1+L2) verificou-se um aumento significativo da CTC com as aplicações do LE em comparação com a adubação mineral (Tabela 6). Esses maiores valores da CTC nos tratamentos que receberam lodo e na área de mata, podem ser atribuídos aos maiores conteúdos de material orgânico adicionado ao solo (Figura 4B).

4.1.2.9 Boro

As sucessivas aplicações de LE, nas doses de 20 e 10 t ha^{-1} promoveram o aumento significativo dos teores de B no solo em relação ao tratamento AM e com a área de mata.

Os contrastes analisados indicam que as alterações nos teores de B provocadas pelo uso do LE no solo (Tabela 6), foram positivas para a fertilidade do solo. Essas alterações representam um acréscimo de 66,7 e 171% nas concentrações disponíveis de B para os tratamentos L1 e L2, respectivamente em relação ao tratamento com adubação mineral. Apesar disso, segundo RAij et al. (1996) os teores de B obtidos em todos tratamentos (Tabela 5) são considerados médios (0,21-0,60 mg dm^{-3}) para o cultivo agrícola. Em relação à área de mata o aumento nos teores de B obtidos nos tratamentos L1 e L2 foram de, respectivamente, 40 e 128% (Figura 4C), o que era esperado uma vez que o B esta presente na composição do LE. No tratamento AM houve um decréscimo de 16% no teor de B do solo em relação a área de mata e que pode ser atribuído à sua exportação pelos grãos do milho, e ao boro não ter sido incluído na adubação do tratamento AM e pelo fato de na área de mata os nutrientes absorvidos pelas plantas retornarem ao solo.

4.1.2.10 Cobre

Apesar das concentrações de Cu-DTPA no solo serem menores no tratamento AM (Figura 4C) não houve contraste significativo entre MT vs AM, sendo significativo apenas os contrastes MT vs L1 e AM vs M(L1+L2) (Tabela 6). De forma geral, os cultivos sem ou com lodo na dose recomendada resultaram em decréscimo nos teores de Cu em comparação com a área de mata. Mesmo assim, os teores de Cu em todos os tratamentos, (Tabela 5), de acordo com RAIJ et al., (1996) encontram-se acima dos teores considerados altos (> 0,8 mg dm^{-3}). No entanto, esses teores não podem ser considerados tóxicos por estarem abaixo de 20 mg dm^{-3} (MALAVOLTA, 2006). A maior disponibilidade do Cu nos tratamentos com lodo e na área de mata pode ser em parte atribuída ao pH inferior a 5,3 do solo encontrado nesses tratamentos (BERTON et al., 1989; MATIAZZO-PREZOTTO, 1994 e MELLIS, 2006).

4.1.2.11 Ferro

Os teores de Fe, extraídos com DTPA, aumentaram com o uso do LE nas doses empregadas em relação aos demais tratamentos sendo significativos todos os contrastes (Tabela 6), indicando que as aplicações de LE no solo elevaram os teores de Fe-DTPA, enquanto que a adubação mineral diminuiu os teores deste nutriente no solo (Figura 4C).

Apesar do tratamento com adubação mineral ter apresentado o menor teor de Fe no solo, esta concentração é considerada média (5-12 mg dm^{-3}) de acordo com RAIJ et al., (1996), ou seja, isso não implica que há deficiência desse nutriente no solo para as plantas. Já os demais tratamentos MT, L1, L2, obtiveram teores considerados altos (> 12 mg dm^{-3}). Isso pode ser atribuído ao maior valor de pH observado no tratamento AM resultando em menores teores de Fe disponível no solo, ocorrendo o inverso nos tratamentos MT, L1 e L2 que apresentaram menores valores de pH e consequentemente maiores disponibilidade de Fe (SPARKS, 1995 e KABATA-PENDIAS, 2000).

4.1.2.12 Manganês

A concentração de Mn, extraído com DTPA, no solo aumentou ao final de sete aplicações de LE, em relação à área de mata, sendo que no tratamento com adubo mineral houve a diminuição dos teores deste nutriente no solo, em relação aos demais tratamentos (Tabela 5 e Figura 4 A). No entanto, os contrastes MT vs L1, MT vs AM e AM vs M(L1+L2) para esse nutriente não foram significativos.

Contudo os teores de Mn-DTPA observados neste experimento são considerados altos (> 5 mg dm^{-3}), de acordo com RAIJ et al. (1996).

4.1.2.13 Zinco

O teor de Zn, extraído com DTPA, no tratamento que recebeu o dobro da dose recomendada de LE foi aproximadamente 3,5 vezes maior em relação à área de mata (Tabela 5 e Figura 4D). Já com o uso do LE na dose recomendada o teor foi 3 vezes maior que os obtidos nesta área de referência. Desta maneira, observou-se que os contrastes MT vs L1 e AM vs M(L1+L2) foram significativos (Tabela 6), concluindo-se que, de forma geral, a adição do LE aumentou significativamente os teores de Zn disponível no solo em relação à prática da adubação convencional (AM). Os teores de Zn obtidos nos tratamentos MT, AM, L1 e L2 (Tabela 5), são considerados altos (>1,2 mg dm^{-3}) de acordo com RAIJ et al. (1996).

4.1.2.14 Teores disponíveis de Cd, Ni, Pb e Cr

Para os metais, Cd, Ni, Pb e Cr observou-se apenas o aumento nos teores de Cd e Pb com o uso do LE no solo. O teor de Ni encontrado na área de mata foi igual ao do tratamento que recebeu 10 t ha^{-1} de LE e o teor de Cr foi inferior a 0,005 mg dm^{-3} em todos os tratamentos estudados (Tabela 5). A concentração obtida no tratamento AM foi inferior à encontrada na área de mata, podendo ser atribuída à absorção desses metais pelas plantas de milho, resultando na exportação destes elementos.

Para tanto os contrastes MT vs L1 e AM vs M(L1+L2) foram significativos para os teores de Cd, Ni e Pb (Tabela 6), podendo-se afirmar que, de forma geral as aplicações de lodo de esgoto diminuíram a qualidade química do solo para os teores disponíveis desses metais em relação à área de mata (Figura 4D).

No entanto, mesmo com o aumento dos teores de Cd e Pb no solo é importante lembrar que a fitotoxicidade desses metais é uma questão de concentração, ou seja a produção de massa vegetal pode ser suficiente para promover a diluição dessas concentrações, não resultando em concentrações capazes de provocar injúrias nas plantas (MELLIS, 2006). Assim, o aumento nos teores disponíveis Cd, Ni e Pb provocados pela aplicação do lodo de esgoto, não foram limitantes para o cultivo do milho.

4.2 Atributos microbiológicos

4.2.1 Respiração Basal

A respiração basal (RB) do solo aumentou proporcionalmente em função das doses de lodo aplicadas no solo em relação ao tratamento com adubação mineral (Tabela 7), corroborando com os resultados obtidos por FERNANDES et al. (2005). Segundo esses autores, o aumento na respiração do solo pode ser resultante dos maiores teores de C-org adicionados ao solo pelos tratamentos com lodo. Os maiores teores de C-org (Tabela 5) e respiração do solo foram encontradas na área de mata, seguidos do tratamento 20 t ha^{-1} e 10 t ha^{-1} de lodo respectivamente. Houve diminuição redução de aproximadamente 60 % na respiração basal do solo que recebeu adubação mineral e 46 % com a dose recomendada de LE (Figura 6).

Esses resultados levaram a uma diferença significativa entre os tratamentos, em relação aos contrastes MT vs L1 e AM vs M(L1+L2), onde o efeito da aplicação do lodo de esgoto e da adubação mineral, analisados pela respiração basal do solo, foi negativo (Tabela 8). O contraste MT vs AM não foi significativo, ou seja, a adubação mineral pode ser considerada semelhante à área de mata, sugerindo que o cultivo convencional não causa prejuízos a microbiota do solo quando analisado por este parâmetro. No entanto, de acordo com ISLAN & WEIL (2000) e FERNANDES et al. (2005), índices elevados de respiração do solo podem indicar tanto distúrbio ecológico como um alto nível de produtividade do ecossistema. Desta maneira sugere-se que uma interpretação mais fácil e confiável seja realizada pelo quociente metabólico, ou seja a taxa de respiração do solo por unidade de biomassa microbiana, que será discutido no item 4.2.4.

4.2.2 Atividade da Biomassa Microbiana

Observou-se o decréscimo da atividade da biomassa microbiana (ABM) em função das doses de lodo aplicadas no solo em relação à mata seguido da adubação mineral (Tabela 7 e Figura 6). Segundo ISLAM & WEIL (2000) áreas de cultivo comparadas com áreas de floresta chegaram a apresentar 69 % de redução na atividade da biomassa microbiana resultando em um maior índice de degradação do solo. Verificou-se que os contrastes MT vs L1 e MT vs AM foram significativos (Tabela 8), indicando que tanto a aplicação do lodo como a adubação mineral alteraram negativamente a ABM do solo. Como não foi significativo o contraste entre a adubação mineral e as diferentes doses de LE, pode-se dizer que a aplicação consecutiva de LE não alterou significativamente a ABM em relação ao cultivo convencional.

4.2.3 Carbono da Biomassa Microbiana

O maior valor de carbono da biomassa microbiana (CBM) foi observado no solo sob mata seguido do solo que recebeu adubação mineral e dos tratamentos que receberam as doses de lodo (Tabela 5), sugerindo que pode ter ocorrido estresse causado pela presença dos metais pesados presentes na composição do LE ou pela acidez do solo (MELO, 2006).

Apenas o contraste AM vs M(L1+L2) foi significativo, sendo mais negativo o efeito causado pelas aplicações do LE. Como os contrates MT vs L1 e MT vs AM não foram significativos, dessa maneira não se pode afirmar que os manejos com adubação mineral e a dose recomendada de lodo resultam em prejuízos à microbiota do solo, ou seja, aos conteúdos de CBM (Tabela 8). De acordo com ISLAM & WEIL (2000) as áreas de cultivo comparadas com áreas de vegetação nativa apresentaram diminuição de 40 % do conteúdo de CBM. No presente estudo entretanto, essa redução foi de 65 % no tratamento AM e aproximadamente 75 % nos tratamentos que receberam as adições do LE nas duas doses empregadas (Figura 6).

Mesmo apresentando teores de metais pesados mais elevados que os encontrados no lodo deste estudo FERNANDES et al. (2005) e MELO (2006) verificaram aumento do CBM de acordo com as doses crescentes de lodo de esgoto, proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Barueri-SP. Desta forma, o decréscimo no CBM pode ser atribuído aos menores valores de pH encontrados nos tratamentos com LE (Tabela 5) que são inferiores aqueles encontrados pelos autores citados.

Tabela 7 Parâmetros microbiológicos do solo, na camada 0-0,20 m de profundidade, nos tratamentos com mata, adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto.

Parâmetro	Unidade	Tratamentos				CV%
		MT	AM	L1	L2	
RB	µg CO^2/g.dia	71,27	27,96	37,91	50,15	21.94
ABM	µg CO^2/g.dia	1687	1623	1288	1114	9,15
CBM	Biomassa em C	257,66	88,55	63,85	56,79	30,41
qCO_2		0,28	0,35	0,63	0,89	22,24
QMic		13,38	7,10	4,01	3,24	37,81
Protease	µg tirosina . g $^{-1}$ 2 h $^{-1}$	2,86	1,08	1,06	0,85	19,14
Desidrogenase	mg de H	7,72	3,26	3,36	1,63	24,32

*MT = área de referência com valores representando o ideal de qualidade do solo; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo (dose recomendada para as necessidades da cultura em N); L2 = 20 t.ha^{-1}de lodo (dobro da dose recomendada para cultura); RB = respiração basal; ABM = atividade da biomassa microbiana; CBM = carbono da biomassa microbiana; qCO_2 = quociente metabólico (RB/CBM); QMic = quociente microbiano (ABM/C-org.); Protease = atividade enzimática; Desidrogenase = atividade enzimática.

4.2.4 Quociente metabólico

O quociente metabólico (qCO_2) é considerado um possível indicador de estresse ambiental, sendo que altos valores corresponderiam à necessidade de uma grande demanda de energia da comunidade microbiana para a sua manutenção (ANDERSON & DOMSCH, 1993).

ISLAM & WEIL (2000) afirmaram que a melhoria da qualidade do solo é resultado da redução dos valores obtidos pelo quociente, ou seja, o *q*CO2 é negativamente correlacionado com a qualidade do solo um indicando estresse, distúrbio ou desequilíbrio funcional. Assim o aumento nos valores do qCO_2 indicam situação de estresse (ISLAM & WEIL, 2000 e FERNANDES et al., 2005).

Verificou-se o aumento do qCO_2 em função dos tratamentos em relação a área de mata (Tabela 7), sendo os maiores valores obtidos nas áreas que receberam lodo de esgoto, onde verificou-se um incremento de aproximadamente duas e três vezes valores, respectivamente para L1 e L2 (Figura 6). Esses valores estão de acordo com os resultados obtidos por FERNANDES et al. (2005), que utilizaram doses crescentes dos LE da ETE de Barueri - SP e ETE de Franca – SP.

Houve diferença significativa entre os tratamentos, sendo observado o contraste MT vs L1 e MT vs AM (Tabela 8), indicando que ambos os manejos, com e sem lodo, causaram alterações negativas no quociente metabólico do solo. Não houve diferença entre o uso do lodo e a adubação mineral.

4.2.5 Quociente microbiano

O quociente microbiano (Qmic), fornece uma medida da qualidade da matéria orgânica (TÓTOLA & CHAER, 2000), sendo que quanto maior o valor obtido pelo Qmic melhor a eficiência da conversão do C-org do solo para CBM (MELO, 2006). Para o segundo autor essa proporção pode ser entendida como um potencial de mineralização da matéria orgânica, sendo que quanto menor a proporção menor a tendência de esse material ser mineralizado.

Verificou-se o decréscimo do quociente microbiano em função dos tratamentos com adubação mineral e lodo em relação a área de mata, sendo o Qmic em torno de 70 % menor que o obtidos nas áreas que receberam lodo de esgoto, L1 e L2 (Tabela 7), corroborando com

os dados obtidos por MELO (2006) em Latossolo Vermelho eutroférrico que recebeu doses crescentes de LE resultando em diminuição do quociente microbiano.

No entanto, apesar de as diferenças nos valores de Qmic serem significativas entre os tratamentos somente o contraste AM vs M(L1+L2) foi significativo (Tabela 8) ou seja, pelo quociente microbiano ambos os manejos de cultivo, adubação mineral e lodo de esgoto na dose recomendada, não alteraram a eficiência da conversão do C-org. do solo para CBM em relação a área de mata, pois não foi significativo o contraste MT vs L1 e MT vs AM. Assim, nota-se que existe diferença apenas entre as áreas que receberam LE com as áreas que receberam adubação mineral com o tratamento com lodo causando um efeito mais negativo que a adubação convencional (Figura 6).

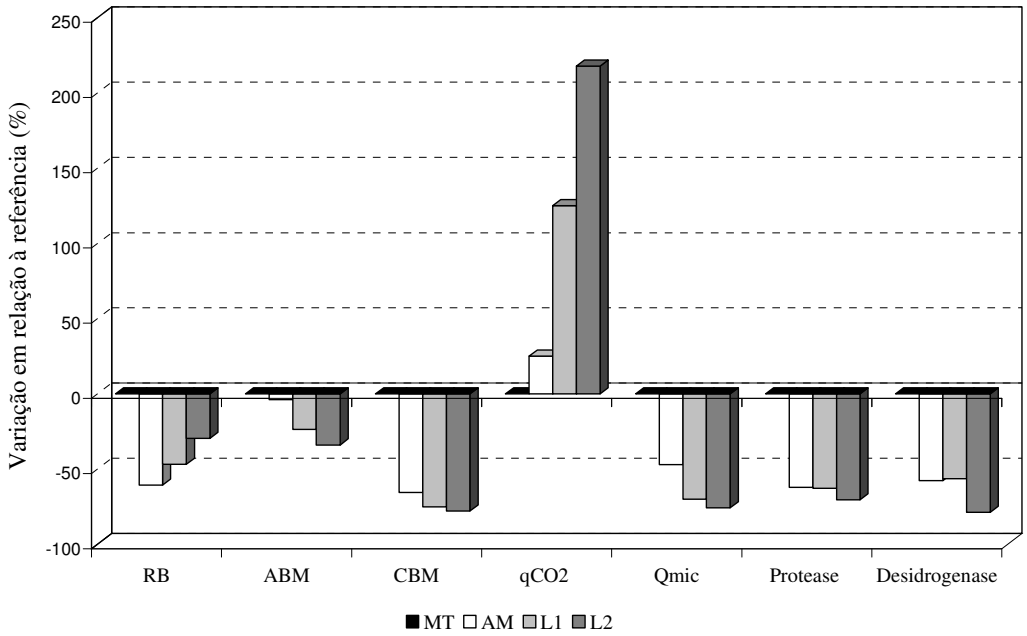

Figura 6 Variação percentual média dos parâmetros microbiológicos do solo nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0-0,20 m. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

4.2.6 Atividade enzimática

A atividade de proteases tem a função de catalisar a hidrólise do N protético originando uma mistura de aminoácidos, que por sua vez sofre reações de desaminação,

produzindo N-amoniacal, e podendo ser absorvido por plantas e microrganismos (KARACA et al., 2002) ou ainda ser oxidado a nitrato (BURNS, 1978) o qual pode percolar pela água ou ser perdido pela atmosfera devido a desnitrificação.

A atividade da desidrogenase no solo reflete a capacidade oxidativa total da microbiota, atuando como um indicador da atividade microbiana, (ANDRADE & SILVEIRA, 2004).

Observou-se o decréscimo da atividade enzimática, tanto pela enzima protease como pela desidrogenase (Tabela 7), em função dos tratamentos em relação à área de mata, sendo os menores valores obtidos nas áreas que receberam lodo de esgoto, principalmente com o uso de 20 t ha^{-1} (Figura 6).

O contraste AM vs M(L1+L2) foi significativo para as duas enzimas, protease e desidrogenase, indicando que tanto a aplicação do lodo como a adubação mineral tiveram efeito semelhante para a atividade dessas enzimas no solo. Desta maneira, verificou-se, que com o uso do lodo em comparação com a adubação mineral, ocorreu a diminuição de 4,5 e 10 % respectivamente na atividade das enzimas protease e desidrogenase.

Esses dados contradizem os encontrados por MELO (2006) o qual relatou aumento da atividade de protease em diferentes profundidades, em dois latossolos que receberam doses crescentes de LE da ETE de Barueri - SP. Segundo esse mesmo autor houve uma tendência de diminuição da atividade de protease na dose de 60 t ha^{-1} de LE, sugerindo um impacto negativo do uso do lodo no solo agrícola, mas não foi possível atribuir o impacto à presença de metais pesados ou a alguma substância orgânica persistente.

No entanto, com o passar do tempo, pode ocorrer redução na atividade de protease devido ao esgotamento dos substratos mineralizáveis presentes no lodo (ZAMAN et al., 2004 e MELO, 2006).

A redução da atividade de desidrogenase também contraria os resultados obtidos por ARAÚJO (2009) que observou aumento da atividade em solo que recebeu doses crescentes de LE da ETE de Franca – SP, provavelmente devido à presença de elementos tóxicos presentes no lodo.

Tabela 8 Contraste dos parâmetros microbiológicos do solo na área de mata com os tratamentos com lodo de esgoto na dose recomendada e adubação mineral, e adubação mineral com as doses de lodo aplicadas.

Parâmetro	Contraste		
	MT vs L1	MT vs AM	AM vs M(L1+L2)
Respiração Basal	*	*	ns
Atividade da Biomssa microbiana	*	*	ns
Carbono da Biomassa	ns	ns	*
Quociente metabolico	*	*	ns
Quociente microbiano	ns	ns	*
Protease	ns	ns	*
Desidrogenase	ns	ns	*

[ns] Não significativo a 5% de probabilidade. [*] Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

4.3 Atributos físicos

4.3.1 Estabilidade dos agregados

A estabilidade dos agregados, obtida pelo diâmetro médio ponderado (DMP), foi entre 30 e 40% menor nas áreas de cultivo em relação a área de mata (Figura 7 e Tabela 9). No entanto, não houve diferença significativo entre essas áreas (MT vs L1 e MT vs AM) indicando que tanto a aplicação de 10 t ha^{-1} de lodo no solo como a adubação mineral não influenciaram na estabilidade dos agregados (Tabela 10). Houve contraste significativo entre o cultivo com adubação mineral e as áreas que receberam LE, sugerindo que o uso do lodo em média promoveu maior estabilidade de agregados do que o manejo convencional com adubação mineral. Entretanto, apenas o tratamento L2 apresentou maior valor de DMP (2,36 mm), aproximadamente 9 % na estabilidade dos agregados em relação ao tratamento AM. Resultados semelhantes também foram encontrados por MARCIANO et al. (2001), BARBOSA et al. (2004) e DE MARIA et al. (2007) em estudos com a aplicação de lodo de esgoto no solo.

4.3.2 Densidade do solo

O maior valor de densidade foi observado no tratamento MT e pode ser atribuído à ausência de manejo, ou seja, o não revolvimento do solo implicando em sua maior densidade em relação aos demais tratamentos (Tabela 9).

Desta maneira, verificou-se diferença significativa entre os tratamentos, sendo o contraste entre a área de referência (MT) e a aplicação de 10 t ha^{-1} de LE significativo, com a redução de 4 % na densidade do solo (Tabela 10). Esses resultados indicam que o cultivo do solo com LE favorece a qualidade física do solo.

Com a aplicação do LE na dose de 20 t ha^{-1}, observou-se o decréscimo de aproximadamente 18% e 11% na densidade do solo, respectivamente em relação aos tratamentos MT e AM (Figura 7).

Tabela 9 Parâmetros físicos do solo na camada 0 - 0,10 m de profundidade nos tratamentos com mata, adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto.

Parâmetro Físico	Unidade	Tratamentos				CV%
		MT	AM	L1	L2	
DMP	mm	3,54	2,17	2,03	2,36	18,48
Densidade	Mg m^{-3}	1,24	1,14	1,17	1,01	4,22
Microporosidade	m^3 m^{-3}	0,35	0,37	0,36	0,33	3,77
Macroporosidade	m^3 m^{-3}	0,23	0,26	0,24	0,28	8,64
CC/PT	-	0,56	0,48	0,52	0,46	25,52
Argila	%	42,6	56,1	56,2	55,4	10,34
Silte	%	12,6	11,9	9,6	9,9	11,00
Areia	%	44,8	32,1	34,2	34,6	16,04

*MT = área de referência com valores representando o ideal de qualidade do solo; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo (dose recomendada para as necessidades da cultura em N); L2 = 20 t.ha^{-1}de lodo (dobro da dose recomendada para cultura); DMP = diâmetro médio ponderado; CC/PT = capacidade de armazenamento de água.

4.3.3 Porosidade do solo

4.3.3.1 Porosidade total

Apesar de ocorrer diferença significativa entre os tratamentos, os contrates não foram significativos para a porosidade total (Tabela 10). Esses resultados indicam que os cultivos tanto com adubação mineral quanto com uso do lodo de esgoto, nas doses de 10 e 20 t ha^{-1} não influenciaram na porosidade total do solo após sete anos de aplicações sucessivas em relação à porosidade total.

4.3.3.2 Microporosidade

Ocorreu o aumento de aproximadamente 3% na microporosidade com o uso da dose (L1) recomendada de LE no solo em relação ao tratamento MT (Tabela 9 e Figura 7). O efeito dos tratamentos foi significativo, para os contrastes MT vs L1 e AM vs M(L1+L2). No entanto, apesar do tratamento AM apresentar aproximadamente 6 % de aumento na microporosidade do solo não houve contraste com à área de mata (Tabela 10). Isso indica que não houve alteração nos microporos do solo pelo manejo com adubação mineral.

4.3.3.3 Macroporosidade

Para a macroporosidade os contrastes testados não foram significativos. Desta maneira pode-se dizer que nem a aplicação do lodo, nas doses de 10 e 20 t ha^{-1}, e nem o manejo com adubação mineral influenciaram na macroporosidade do solo. Considera-se esse fato como positivo, pois quanto mais próximo dos valores obtidos na área de referência menor é o impacto causado pelos manejos adotados. Resultados semelhantes também foram obtidos por SILVA et al., 2006 ao compararem áreas degradadas que receberam lodo de esgoto com áreas de vegetação de cerrado.

CAMPOS & ALVES (2008) e SILVA et al. (2008), estudando atributos relacionados a propriedades físicas do solo, observaram que porosidade do solo está entre os melhores indicadores de recuperação da degradação do solo. Isso foi entendido como melhoria na qualidade física do solo e atribuído às maiores doses de lodo de esgoto utilizadas por esses autores, chegando a 60 t ha^{-1}. Segundo MELO et al. (2004), quantidades inferiores a 50 t ha^{-1} de LE aplicadas ao solo não alteraram a porosidade total e a microporosodade de Latossolos Vermelhos, distrófico e eutroférrico argiloso.

As análises relacionadas à porosidade do solo, apesar de não terem sido muito sensíveis indicando diferenças acentuadas entre os diferentes manejos como no caso dos atributos microbianos, uma vez que os contrastes realizados não foram significativos. O que não exclui esses parâmetros como indicadores de qualidade do solo conforme mencionado anteriormente. Desta maneira, de acordo com DE MARIA et al. (2007), que verificaram a agregação do solo em área que receberam LE por 2 anos consecutivos, pode-se dizer que os manejos adotados estão sendo adequados em relação à qualidade física do solo.

Tabela 10 Parâmetros físicos do solo com aplicação de lodo de esgoto e adubação mineral.

Parâmetro	Contraste		
	MT vs L1	MT vs AM	AM vs M(L1+L2)
DMP	ns	ns	*
Densidade	*	ns	ns
Microporosidade	*	ns	*
Macroporosidade	ns	ns	ns
CC/PT	ns	ns	ns

*Mata = área de referência com valores representando o ideal de qualidade do solo; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo (dose recomendada para as necessidades da cultura em N); L2 = 20 t ha^{-1}de lodo (dobro da dose recomendada para cultura); DMP = diâmetro médio ponderado; CC/PT = capacidade de armazenamento de água.

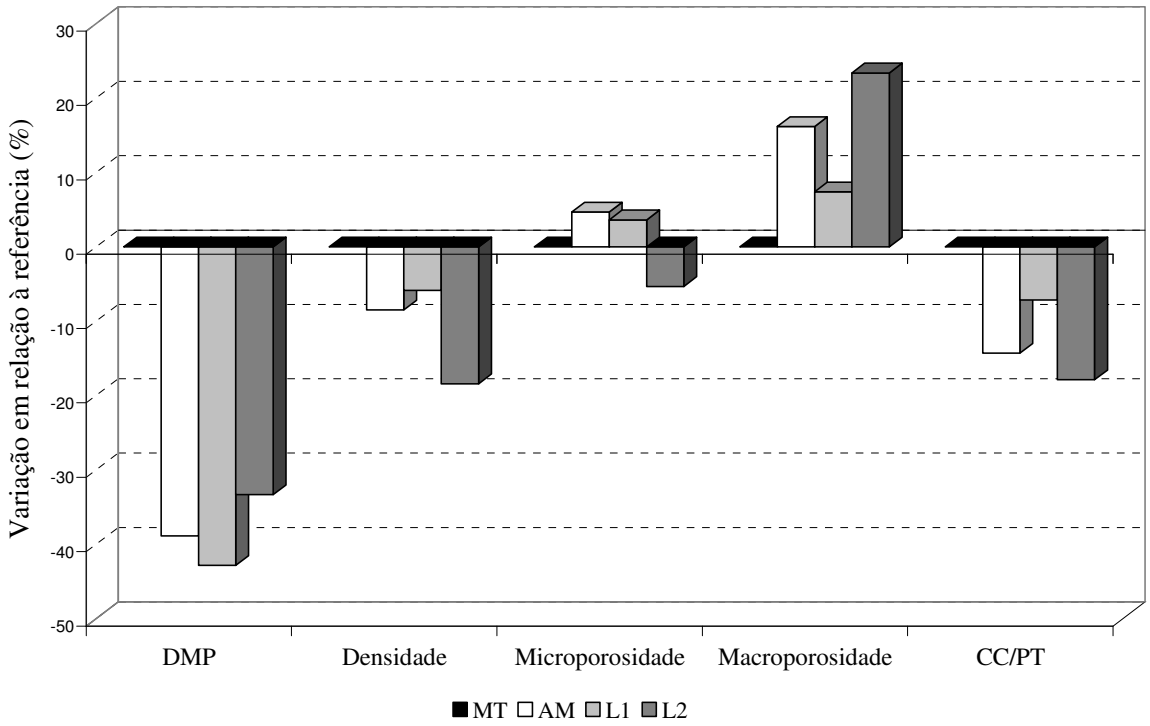

Figura 7 Variação percentual média dos parâmetros físicos do solo nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0-0,20 m. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.

4.3.4 Capacidade de armazenamento de água

Os valores obtidos para o tratamento MT (Tabela 9) estão próximos do ideal (0,66) segundo REYNOLDS et al., (2002), uma vez que se trata de uma área sem cultivo agrícola (bosque com árvores nativas). Em relação ao tratamento MT ocorreu uma diminuição na capacidade de armazenamento de água de aproximadamente 7 e 14% para os tratamentos L1 e

AM (Figura 7), ou seja, a aplicação de lodo na dose recomendada manteve uma maior capacidade de armazenamento de água que o tratamento com adubação mineral. Porém quando aplicado o dobro da dose recomendada, essa capacidade foi diminuída em aproximadamente 18% sugerindo um efeito hidrofóbico para esse tratamento, assim como o observado por PICCOLO et al. (1996) que estudando o efeito de compostos orgânicos presentes na matéria orgânica do solo. No entanto, não houve efeito significativo entre os tratamentos AM, L1 e L2. Desta forma não foi possível observar os contrastes MT vs L1, MT vs AM e AM vs M(L1+L2) (Tabela 10). Resultados similares também foram observados por MELO et al., (2004), que apesar do acréscimo de matéria orgânica no solo a aplicação de LE não proporcionou alterações na capacidade de armazenamento de água no solo. Ainda segundo o autor, as mudanças nas características físicas do solo dependem do tipo e da quantidade de lodo aplicado.

4.4 Índices de qualidade do solo

A seguir serão expostas as alterações na qualidade do solo em cada grupo, química, física e microbiologia do solo, com cada grupo contribuindo com 33,3 % da soma total do IQS em relação á área de mata adotada como referência. Assim, a somatória dessas alterações resultaram no índice de qualidade do solo para cada manejo adotado, AM, L1 e L2 em relação ao tratamento MT.

As alterações no solo, verificadas pelos parâmetros dos teores totais de elementos potencialmente tóxicos (EPT), mostraram que, apesar da influência da aplicação do LE por sete anos consecutivos, resultar em acréscimo nos teores de EPT no solo, esses teores não foram suficientes para causar restrição de uso do solo, conforme discutido anteriormente no item 4.1.1. Ou seja, nenhum dos EPTs presentes no solo apresentaram teores acima dos estabelecidos como referência pela CETESB (2005). Sendo possível a participação de todos os tratamentos, (AM, L1 e L2) no calculo final do IQS.

Em relação às alterações obtidas pelo índice de qualidade química do solo (IQS_q), apesar dos resultados obtidos nos tratamentos L1 e AM demonstrarem uma diminuição de 3,9 e 3,0 % respectivamente no IQS_q em relação a área de mata, essa diferença não foi significativa. O mesmo foi observado com os resultados obtidos no tratamento L2 em relação a área de mata, onde verificou-se 1,8 % de redução no IQS_q (Figura 8).

Desta maneira, não se pode afirmar que efeito da adubação mineral ou do uso do lodo de esgoto nas doses de 10 e 20 t ha^{-1} sejam negativos ou positivos para a qualidade química do solo quando observados pelo calculo do índice adotado neste estudo. Esses resultados contrariam os obtidos por NIERO (2009), que observando a qualidade do solo verificou diferença significativa, nos atributos químicos do solo, entre áreas que receberam de LE e áreas que receberam adubação mineral, atribuindo pouca fertilidade ao solo nas áreas que receberam LE.

Nos índices de qualidade física do solo (IQS_f), verificou-se diferença significativa entre os tratamentos MT, L1 e AM sendo L2 intermediário aos demais, ou seja, a aplicação de sete anos de 20 t ha^{-1} de LE no solo não influenciou significativamente na qualidade física do solo em relação à área de mata, à adubação mineral e a dose de 10 t ha^{-1}, apesar de apresentar resultados mais próximos dos valores estabelecidos como referência. Desta forma, os tratamentos AM e L1 obtiveram resultados significativamente desfavoráveis para a qualidade física do solo em relação à área de mata (Figura 8). De acordo com os resultados obtidos por NIERO (2009), a qualidade física do solo foi semelhante nas áreas de mata, adubação mineral e a aplicação de LE em função das necessidades da cultura do milho, diferindo positivamente em relação às áreas de plantio direto com 20 e 8 anos de manejo, área de cultivo permanente de seringueira e cultivo anual de milho, atribui essa variação na qualidade a ausência do tráfego de máquinas nessas áreas que obtiveram melhor índice de qualidade física.

Para os índices de qualidade microbiológica do solo (IQS_m), observou-se o efeito significativamente negativo após sete anos de aplicações de LE nas doses de dose de 10 e 20 t ha^{-1} e da adubação mineral em relação a área de mata (Figura 8). No entanto, o tratamento L1, que recebeu a dose recomendada de lodo obteve resultados intermediários entre AM e L2, ou seja, o IQS_m foi semelhante nos tratamentos que receberam LE e no tratamento que recebeu adubação mineral, sendo que todos esses tratamentos resultaram em diminuição da qualidade do solo. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por FACCI (2008), onde, de forma geral, as áreas de mata apresentaram diferença significativa em relação ás áreas de cultivo convencional e plantio direto para variáveis microbiológicas como atividade de protease, carbono da biomassa microbiana e respiração basal, também utilizadas neste estudo e apresentadas no item 4.2.

FIALHO et al. (2006), avaliando áreas sob vegetação natural e cultivos de bananeiras na Chapada do Apodi (CE), também relataram que o uso agrícola causou alterações negativas, na biomassa e na atividade microbiana do solo, tendo como conseqüência a diminuição de sua qualidade, quando comparado à área sob mata natural.

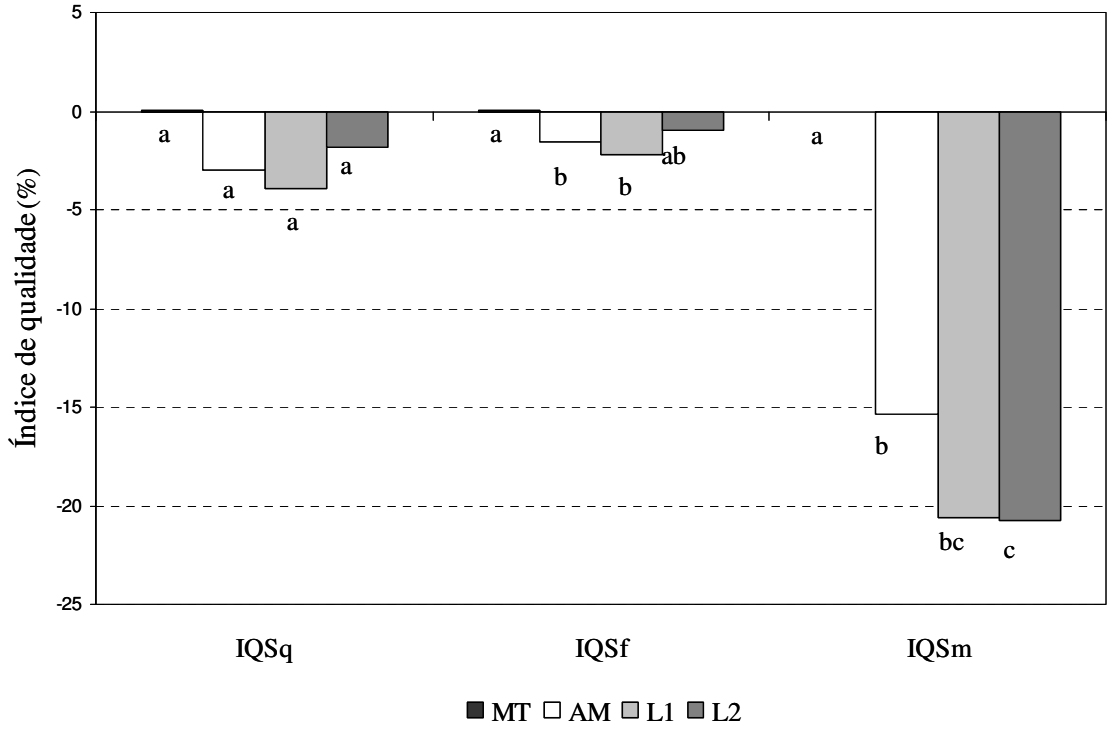

Figura 8 Variação percentual dos índices de qualidade química (IQS_q), física (IQS_f), e microbiológica (IQS_m) do solo nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0-20 cm. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.
Letras iguais não diferem entre si pelo teste t a 5 % de probabilidade.

A partir desses dados chegou-se ao resultado final da qualidade do solo, a qual foi calculada pela somatória dos índices IQS_q, IQS_f e IQS_m obtidos nas análises realizadas nas amostras de terra dos tratamentos AM, L1 e L2 em comparação ao tratamento MT (área de referência). De forma geral, os índices de qualidade obtidos pelos tratamentos AM, L1 e L2 apresentaram impacto negativo na qualidade do solo. No entanto, apenas nos IQS_f e IQS_m, foram observadas variações significativas em relação a área de referência, tratamento MT, conforme exposto anteriormente (Figura 9).

Assim, o IQS indicou que tanto o solo que recebeu lodo (na dose recomendada e o dobro da dose recomendada) não apresentou valor para qualidade do solo significativamente diferentes do solo que recebeu a adubação mineral. Entretanto, houve diferença significativa entre os IQS obtidos nos tratamentos, AM, L1 e L2, em relação à área de referência (MT), ou seja, houve impacto negativo desses manejos sobre na qualidade do solo (Figura 9). Esses tratamentos apresentaram uma diminuição de aproximadamente 19, 25 e 23% na qualidade do

solo nas áreas que receberam, respectivamente, AM, L1 e L2. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por ISLAM & WEIL (2000), os quais também observaram impacto negativo de áreas cultivadas em relação a áreas de mata nativa, com uma diminuição na qualidade do solo de aproximadamente 40 %, empregando metodologia semelhante à apresentada neste trabalho.

CARDOSO et al. (2008), estudando índice de deterioração em agroecossistemas do Pantanal Sul Matogrossense, também verificaram diminuição de até 40 % na qualidade do solo em áreas de pastagem formadas em sucessão de floresta nativa e áreas de pastagem nativa vedada por 19 anos. Quando o pastejo foi intensificado esses autores observaram diminuição de 30 % na qualidade do solo em relação com áreas de pastagem nativa.

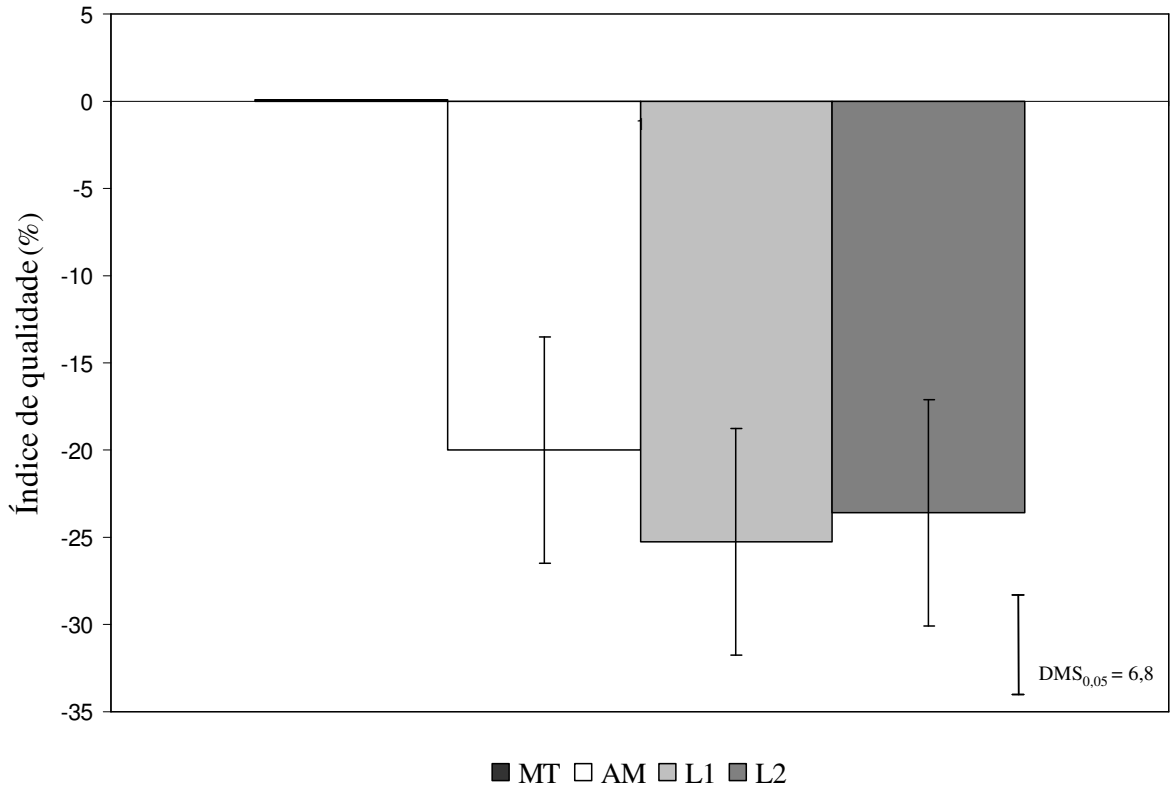

Figura 9 Variação percentual do índice de qualidade do solo obtido nos tratamentos com adubação mineral, dose recomendada e dobro da dose recomendada de lodo de esgoto, para as necessidades da cultura do milho em N, em relação à área de mata, adotada como referência, na profundidade de 0-20 cm. MT = área de mata; AM = adubação mineral; L1 = 10 t ha^{-1} de lodo de esgoto; L2 = 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto. DMS = diferença mínima significativa a 5 % de probabilidade pelo teste t.

4.5 Considerações finais

O conjunto de atributos do solo estudados nesse trabalho indicou que o uso do lodo de esgoto em solos agrícolas é, realmente, uma opção para sua disposição final, uma vez que seu efeito na qualidade do solo não foi significativamente diferente da observada nas áreas que receberam o manejo convencional com adubação mineral. Ressalta-se que o lodo de esgoto foi aplicado na dose recomendada para as necessidades do milho em N, em sete anos de aplicações sucessivas. Do ponto de vista "ecológico", é preciso lembrar que no lodo não foi aplicado adubo mineral com P e N, o que pode representar um balanço positivo para o ambiente e a economia.

Os resultados obtidos neste trabalho concordam com o que está publicado na literatura, ou seja, que o uso do LE no solo pode resultar em benefícios para a produção agrícola. Mas é de extrema importância que sejam seguidas as recomendações para a sua aplicação e que sempre se realize a correção da acidez do solo para o controle da disponibilidade de metais pesados presentes na composição química do lodo. E tornar o ambiente mais adequado para o desenvolvimento de plantas e manter a qualidade das propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo, que podem ser direta ou indiretamente influenciadas pela acidez do solo nessas condições.

As alterações negativas na qualidade do solo observadas pelos atributos microbiológicos nas áreas cultivadas pode ser devido ao baixo pH, observado nos tratamentos que receberam LE, que pode influenciar diretamente o desenvolvimento das comunidades microbianas, assim como no aumento da dessorção dos metais pesados que também terão influência no desenvolvimento dos microrganismos, ou seja, o favorecimento de alguma estirpe e consequentemente a diminuição de outra.

O índice de qualidade utilizado neste trabalho, que integra diversos atributos e propriedades do solo, é bastante conveniente para avaliar um sistema de manejo adotado de forma holística, embora os efeitos individuais possam ficar encobertos no valor final. Mas o método também permite verificar que conjunto de atributos são influenciados por cada um dos manejos e em quais atributos, químicos, físicos ou microbiológicos, ocorreram as maiores variações.

5 CONCLUSÃO

As aplicações sucessivas de lodo de esgoto, de acordo com a necessidade da cultura do milho em nitrogênio, diminuíram a qualidade do solo em 25 % em relação a área de mata. A adubação convencional da cultura do milho diminuiu a qualidade do solo em 19 % em relação à área de mata. Após sucessivas aplicações de lodo de esgoto no solo verificou-se que a alteração causada na qualidade do solo devida a essa prática não diferiu significativamente do tratamento com adubação mineral.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEJUWON, J.O.; EKANADE, O. A comparison of soil properties under different land use types in a part of the Nigerian cocoa belt. **Catena**, 15, 319–331. 1988.

ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. Nitrifying of microbial biomass carbon in arable soils. **Soils Biology and Biochemistry**. v.21, n.4, p.471-479. 1989.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO2 as specific activity parameter to assess the effects on environmental conditions, such pH, on the microbial biomass, of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.393-295, 1993.

ANDRADE, S.A.L.; SILVEIRA, A.P.D. Biomassa e atividade microbianas do solo sob influência de chumbo e da rizosfera da soja micorrizada. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 39, n. 12, p. 1191-1198, 2004.

ANDRADE, C.A. Fração orgânica de biossólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto. 2004. 121f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

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

ANDREUX, F. Humus in world soils. In: PICCOLO, A. (Ed.) **Humic Substances in terrestrial ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, p. 45-100. 1996.

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

ANJOS, A. R. M. & MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 927-938, 2000.

ARAUJO, A. S.F.; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo. **Bioscience Journal**, v.23, n.3, p.66-75, 2007.

ARAÚJO, E. A.; KER, J.C.; NEVES, J.C.L.; LANI, J.L.; OLIVEIRA, E.K.; FERREIRA, M.R . Avaliação da qualidade do solo em sucessão floresta-pastagem na Amazônia Ocidental. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2007, Gramado. **Anais**... Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Viçosa : SBCS, 2007.

ARAÚJO, F.F.; GIL, F.C.; TIRITAN, C.S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**.

Goiânia, v.39, n. 1, p.1-6. 2009.

ASSIS, R. L; LANÇAS, K. P. Avaliação dos atributos físicos de um Nitossolo Vermelho distroférrico sob sistema plantio direto, preparo convencional e mata nativa. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.29, n.4, p. 515-522, 2005.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Condutividade hidráulica saturada e não saturada de Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.28, n.2, pp. 403-407. 2004.

BATAGLIA, O. C.; BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S. Resíduos orgânicos como fontes de nitrogênio para capim braquiária. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 7, p. 277-284, 1983.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.21, p. 105-112, 1997.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e Função da Matéria Orgânica. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: **Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Gênesis, 1999.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L.S. da; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo em ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. rev. e atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 259, 2000.

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 13, p. 187-192, 1989.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S.; CAMARGO, O. A.; BATAGLIA, O. C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo aumento em três latossolos. **R. Bras. Ci. Solo**, vol.21, p. 685-691, 1997.

BERTON, R.S.; PIRES, A.M.M.; ANDRADE, S.A.L.; ABREU, C.A. AMBROSANO, E.J.; SILVEIRA, A.P.D. Toxicidade do níquel em plantas de feijão e efeitos sobre a microbiota do solo. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 41, n. 8, p. 1305- 1312, 2006.

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

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. DE. **Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura**. Jaguariuna: EMBRAPA Meio Ambiente.349p. 2006

BETTIOL, W.; GALVÃO, J.A.H. Efeito do lodo de esgoto na incidência da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium***.** In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. DE. **Lodo de**

esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariuna: EMBRAPA Meio Ambiente. 243-253p. 2006.

BLUM, W. E. H.; SANTELISES, A. A. A concept of sustainability and resilience based in soil functions. In: GREENLAND, D. J.; SZABOLCS, I. (Org.) **Soil resilience and sustainable land use**. Wallingford: CAB, 1994. p. 535-542.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 375/2006** – Aplicação de Lodo de Tratamento de Esgoto Sanitário em Solo Agrícola Publicada no DOU em 30/08/2006.

BREMMER, J.M. Nitrogen-total. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T.; SUMNER, M.E. (Eds). **Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods.** Madison, WI., Soil Science Society of America, 1996. p.1085-1121. (Book series, 5).

BURNS, R.G. Soil enzymes. New York: Academic Press, 1978. 380p.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de Analise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas In: **Boletim técnico, 106.** Campinas, Instituto Agronômico, 94p. 1986.

CAMPOS, F.S. & ALVES, M.C. Uso do lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.32, p. 1389-1397, 2008.

CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; CURY, N.; CANTELMO, N.F; FONSECA, R.G. Atributos indicadores da qualidade do solo em agroecossistemas do Pantanal Sul Matogrossense. In: Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. **Anais**...Rio de Janeiro, 2008.

CARDOSO, E.J.B.N; FORTES NETO, P. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: III. Alterações microbianas no solo. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 259, 2000.

CARVALHO, R.; GOEDERT, W.J. & ARMANDO, M.S. Atributos físicos da qualidade um solo sob sistema agroflorestal. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, 39:1153-1155, 2004.

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

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – **Manual Técnico P4.230: Aplicação de lodo de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação.** São Paulo: CETESB, 32p. 1999.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. 2005

CHANG, A. C.; HYUN, H.; PAGE, A. L. Cadmium uptake for Swiss chard grown on composed sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb. **Journal of environmental Quality**, Madison, v. 26 p. 11-19, 1997.

CHIBA, M.K.; MATTIAZZO, M.E.; OLIVEIRA, F.C. Cultivo de cana-de-açúcar em Argissolo tratado com lodo de esgoto. II: disponibilidade de nitrogênio no solo e componentes de produção. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.32, n.2, p.653-662, 2008.

CIVIATTA, C.; VITTORI, L.A.; SEQUI, P. Determination of organic carbon in soils and fertilizers: Institute of Agricultural Chemistry Univertsity of Bologna. Commun**.** In: **Soil Sci. Plant Anal**, v. 20, p. 759-773,1989.

CRITCHFIELD, H.J. **General climatology**. Englewood Cliffs, Pretentice-Hall. 465p. 1960.

DE MARIA, I.C.; KOCSSI, M. A.; DECHEN, S.C.F. Agregação do solo em área que recebeu lodo de esgoto. **Bragantia,** Campinas, v. 66, n.2 p. 291-298, 2007.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W. & COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A. **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America Proceedings, 1994. p.3-21. (SSSA Special Publication, 35).

DORAN, J.W., SARRANTONIO, M., LIEBIG, M. A.. Soil health and sustainability. In: D.L. Sparks (ed.) **Advances in Agronomy**. v. 56. p.1-54. 1996.

DUFRANC, G.; DECHEN, S.C.F.; FREITAS, S.S.; CAMARGO,O.A. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.28, n.3, p.505-517, 2004.

ELLIOT, H.A. Land application of municipal sewage sludge. **J. Soil Water Conserv**., 41:5-10, 1986.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 2. ed. Rio de Janeiro, 306 p. 2006.

FACCI, L.D. Variáveis microbiológicas como indicadoras da qualidade do solo sob diferentes usos. 2008. 95f. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico – IAC, Campinas. 2008.

FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.; CERRI, C.C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v.30, p.65-77, 2005.

FIALHO, J.S; GOMES, V.F.F.; OLIVEIRA, T.S.; JÚNIOR, J.M.T.S. Indicadores da qualidade do solo em áreas sob vegetação natural e cultivo de bananeiras na Chapada do Apodi- CE. **Revista Ciência Agronômica**, v.37, n.3, p.250-257, 2006.

FORTES NETO, P.; FERNANDES, S.A.P.; JAHNEL, M.C. Microbiota do solo como indicadora da poluição do solo e do ambiente. In: SILVEIRA, A.P.D.; FREITAS, S.S. (eds.).

Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental. Campinas: Instituto Agronômico, p.259-274, 2007.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C. & CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 28, p. 569-577, 2004.

GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (eds.). **Fundamentos da material orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Millenium, p.09-26, 1999.

GIL-SOTRES, F.; TRASAR-CEPEDA, C.; LEIROS, M.C.; SEOANE, S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. **Soil Biology and Biochemistry**, v 37, p 877-887, 2005.

GILLMAN, G.P. A proposed method for the measurement of exchange properties of highly weathered soils. Australian Journal of Soil Research, v.17, p.129-139, 1979.

GROHMANN, F.; HAIJ, B.van. Influência dos Métodos de agitação na dispersão da argila do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DOS SOLO, 14; 1973, Santa Maria, RS. **Anais**...Santa Maria, RS: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1974. P.123-132.

HARRIS-PIERCE, R.L.; REDENTE, E.F. & BARBARICK, K.A. Sewage sludge application effects on runoff water quality in a semiarid grassland. **J. Environ. Qual**., 24:112-115, 1995.

HOLLOWAY, J.D. & STORK, N.D. 1991. The dimensions of biodiversity: the use of invertebrates as indicator of human impact. In: HAWKSWORTH, D. L. (ed.). **The biodiversity of microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable agriculture**. Wallingford: CAB International. p. 37-63.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystem Environment**, Amsterdam, v. 79, p.9-16, 2000.

JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A. & VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro, quatro anos após a aplicação de lodo de esgoto e calcário. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 15:237-240, 1991.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. Florida: CRC Press, p.315, 2000.

KARACA, A.; NASEBY, D.C.; LYNCH, J.M. Effect of cadmiun contamination with sewage sluge and phosphate fertiliser amendments on soil enzyme activities, microbial structure and available cadmium. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.35, p.428-434, 2002.

KARLEN, D.L. ; WOLLENHAUPT, N.C. ; ERBACH, D.C.; BERRY, E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S. & JORDAHL, J.L. Long-tem tillage effects on soil quality. **Soil & Tillage Research**, v.32, p.313-327, 1994.

KARLEN, D.L.; STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W.; Coleman, D.C.; Bzedicek, D.F.; Stewart, B.A., (Eds.).

Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.53-72. (Special Publication, 35).

KEMPER, W.D.; CHEPIL, W.S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L.; ESMINGER, L.E.; CLARK, F.E. (Eds.) **Methods of soil analysis – Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling.** Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510. (Agronomy Series, 9).

LADD, J.N.; BATLER, J.H.A. Short term assays of soil proteolic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. **Soil Biology and Biochemistry**, v.4, p.19-32, 1972.

LAMBAIS, N.R.; SOUZA, A.G. Impacto de biossólidos nas comunidades microbianas do solo. In: BETTIOL, W. & CAMARGO, O. A. **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto,** Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 269-279, 2000.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of suatainable management. In:DORAN, J.W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Org.) **Defining soil quality for asustainable environment**. Madison: SSSA, 1994. p. 37-51.

LARSON, W.E., PIERCE, F.J. Conservation and enhancement of soil quality. In: Dumanski, J., Pushparajah, E., Latham, M., Myers, R., Elliot, C.R. (Eds.), **Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World,** vol. 2. IBSRAM Proc. 12(2). Int. Board for Soil Res. and Management, Bangkok, Thailand, pp. 175–203. 1991.

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

M.A. TABATABAI, Methods of soil analysis, Part 2. Microbiological and Bichermical Properties – SSSA Book Series, nº. 5. **Soil Science Society of America**, 677 S Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA.

MALAVOLTA E. **Manual de nutrição mineral de plantas** Ed. Ceres p.631, 2006.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: ProduQuímica, p.153, 1994.

MALDONADO, C.A.B. Fertilidade do solo, nutrição e crescimento de plantas de eucalipto ao longo de 46 meses após aplicação de lodo de esgoto. 2009. 116f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura - Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2009.

MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O.; OLIVEIRA, F. C. & MATTIAZZO, M. E. Efeito do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano sobre a condutividade hidráulica de um Latossolo Amarelo saturado e não saturado. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.25 p.1-9, 2001.

MATTIAZZO, M. E.; BERTON R. S.; CRUZ M. C. P.; Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. V.; ABREU, C. A. **Micronutrientes elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal, CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001, p 213-230.

MATTIAZZO-PREZOTTO, M. E**.** Comportamento do cobre, cádmio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**.** Dissertação (Livre-Docência) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. p.197, 1994.

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994. 406p.

MELLIS, E.V. Adsorção e dessorção de Cu, Cd, Ni e Zn, em solo tratado com lodo de esgoto. 2006. 173f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

MELLONI, R; MELLONI, E.G.P.; ALVARENGA, M.I.N.; VIEIRA, F.B.M. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.32, n.6, 2461-2470, 2008.

MELO, E.E.C.; NASCIMENTO, C.W.A.; SANTOS, A.C.Q. Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 30, p. 1051-1060, 2006.

MELO, V.P.; BEUTLER, A.N.; SOUZA, Z.M.; CENTURION, J.F.; MELO, W.J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante 5 anos com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.1, p.67-72, 2004.

MELO, V.P. Carbono, nitrogênio e atividade biológica em latossolos cultivados com milho, no sexto ano de aplicação de lodo de esgoto. Tese (Doutorado em Agronomia) –, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias –UNESP, Jaboticabal. 93f. 2006

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A. & LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações de matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 18, p. 449-455, 1994.

MENDES F.G.; MELLONI R.; MELLONI E.G.P. Aplicação de atributos físicos do solo no estudo da qualidade de áreas impactadas, em Itajubá/MG. **Cerne, Lavras**, v. 12, n. 3, p. 211-220, jul./set. 2006.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: **Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Gênesis, 2008.

MUNHOZ, R. O.; BERTON, R. S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. In: Bettiol, W & Camargo, O. A. eds, **Lodo de esgoto – Impactos Ambientais na Agricultura**, Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. p.45-70, 2006.

NIERO, L.A.C. Avaliações visuais do solo como índice de qualidade de um Latossolo Vermelho em oito usos e manejos e sua validação por análises físicas e químicas. 2009. 111f.

Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico – IAC, Campinas. 2009.

NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality attributes. **Agric.Ecosys. Environ**., 88:161-168, 2002.

OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. (Tese de doutorado), Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", p.247, 2000.

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M.E. Metais pesados em latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana de açúcar. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.58, p.581-593, 2001.

PAUL, E.A.; HARRIS, D.; COLLINS,H.P.; SCHULTHESS,U.; ROBERTSO,G.P. Evolution of CO_2 and soil carbon dynamics in biologically managed, row-crop agrosystems. **Applied Soil Ecology**, v.11, p.53-65, 1999.

PICCOLO, A. Humus and soil conservation. In: PICCOLO, A. (ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Amsterdam: **Elsevier**. p. 225-264, 1996.

POWLSON, D.S.; BROOKES,P.C.; CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil microbial biomass provides na early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, n.2, p.159-164, 1987.

RAIJ van B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Instituto Agronômico de Campinas (SP), 2001.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. & FURLANI, A. M. C. **Boletim Técnico 100.** Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2. ed. Campinas, Instituto Agronômico/Fundação IAC, 285p. 1996.

REYNOLDS, W.D.; BOWMAN, B.T.; DRURY, C.F.; TAN, C.S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v.110, p.131-146, 2002.

SAS Institute. System for Information, versão 6.11. Cary, 1996. 1 Disquete 3.5".

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V.; BOEIRA, R. C. B.; DYNIA, J. F. Dinâmica de metais pesados em Latossolo adubado com lodo de esgoto e em plantas de milho. In: Bettiol, W & Camargo, O. A. eds, **Lodo de esgoto – Impactos Ambientais na Agricultura, Jaguariúna**, SP: Embrapa Meio Ambiente. p.45-70, 2006.

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

SILVA, M.A.S.; MAFRA, A.L.; ALBUQUERQUE, J.A.; ROSA, J.D.; BAYER, C.; MIELCZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v.30, p. 329-337, 2006.

SIMONETE, M.A. Alterações nas propriedades químicas de um Argissolo adubado com lodo de esgoto e desenvolvimento e acúmulo de nutrientes em plantas de milho. Piracicaba, 2001. (Tese de doutorado). Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz", Universisdade de São Paulo p. 89, 2001.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M. & ARAÚJO, R.S. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA CNPAF. (Documentos, 45), p.142, 1994.

SOJKA, R.E., D.R. UPCHURCH. Reservations regarding the soil quality concept. **Soil Science Society of America Journal**. v 63,1039-1054, 1999.

SORT, X.; ALCAÑIZ, J.M. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. **Soil & Tillage Research**, v.49, p.337- 345, 1999.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soil. **European Journal of Soil Science**, London, v.3, n.2, p.141-163, 1982.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Tópicos em ciência do solo**, v.2, p. 195-276, 2002.

TSUTYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, A. P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J. (Ed.). **Biossolidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, cap. 4, p. 89-131, 2001.

USEPA. TEST METHODS FOR EVALUATING SOLID WASTE. Physical/Chemical Methods. 3. ed. Washington, DC: Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Government Printing Office, n.p. SW-846. 1986.

VANCE, E.D.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, n.6, p.703- 707, 1987.

VAN de WERF, H., VERSTRATE, W. Estimation of active microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: relation to conventional estimation of total biomass. Soil Biol. Biochem. 19, 267–271. 1987.

WILSON, S.C.; DUARTE-DAVIDSON, R. z& JONES, K.C. Screening the environment fate of organic contaminants in sewage sludges applied to agricultural soil: 1. The potential for downward movement to groundwaters. **Sci. Total Environ**., 185:45-57, 1996.

ZAMAN, M.; MATSUSHIMA, M.; CHANG, S.X.; INUBUSHI, K.; NGUYEN, L; GOTO, S.; KANEKO, F.; YONEYAMA, T. Nitrogen mineralization, N_2O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.40, p. 101-109, 2004.