
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(MICROBIOLOGIA APLICADA)

CARACTERIZAÇÃO E BIODEGRADAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA DESCARTE EM ATERRO SANITÁRIO

Ricardo Consiglierio Guerra

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Microbiologia Aplicada).

Março - 2005

CARACTERIZAÇÃO E BIODEGRADAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA DESCARTE EM ATERRO SANITÁRIO

Ricardo Consigliero Guerra

Orientador: Prof^a Dra. Dejanira de Franceschi de Angelis

Co-orientador: Prof^a Dra. Ana Paula Geraldес de Arruda Kataoka

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Microbiologia Aplicada).

Março - 2005

AGRADECIMENTOS

A meus pais Zé Guerra e Dona Lurdes, pela confiança e incentivo em todas as fases de minha formação e por representar algo grande, indescritível.

A Prof^a Dra Dejanira de Franceschi de Angelis, pela oportunidade de estágio em 2001 e por tudo mais que este evento gerou.

Pela orientação e, como profissional, representar um exemplo a ser seguido.

A Mirian, por me agüentar, ser uma “estagiária” assídua e competente, revisora de texto e companheira.

A todos do Departamento de Bioquímica e Microbiologia, em especial para: Inês, Ângela, Luiza, Ronaldo, Nega e Beto

A Fabiana Hencklein e ZITO pela amizade e por tornar nosso ambiente de trabalho mais feliz.

Aos grandes amigos (e aos pequenos também):

Bel, Luca, Lílian. Ao viajante Daniel e todos de Pira.

Muzzili, Minduin, João, pelas baladas, cervejas e rock’roll, por juntos dedicarmos algum tempo de nossas vidas à musica, amparados por outro grande amigo, valeu Toninho!

Aos ex-integrantes e atuais, pelo desenvolvimento da coisa toda. Em especial à Bruna.

A CAPES pelo auxílio financeiro.

ÍNDICE

Assunto	Página
RESUMO _____	1
ABSTRACT _____	2
1. INTRODUÇÃO _____	3
1.1. Objetivos _____	4
2. REVISÃO DA LITERATURA _____	5
2.1. As cidades e a água _____	5
2.2. Estações de tratamento de esgotos e poluição _____	8
2.3. Consumo e qualidade da água _____	10
2.4. Produção de água para abastecimento e a geração de resíduos _____	12
2.4.1. Mistura rápida e coagulação da água bruta _____	13
2.4.2. Floculação e sedimentação _____	16
2.4.3. Filtração _____	17
2.5. Manejo de resíduos _____	19
2.6. Lodos de estações de tratamento de água _____	22
2.6.1. Produção de lodo em estações de tratamento de água _____	22
2.6.2. Características dos lodos de estações de tratamento de água _____	24
2.6.3. Toxicidade do lodo de estações de tratamento de água _____	25
2.6.4. Métodos de desidratação de lodos de estações de tratamento de água _____	27
2.6.4.1. Lagoas de secagem _____	28
2.6.4.2. Leitões de secagem _____	30
2.6.5. Disposição final _____	33
2.6.5.1. Disposição em aterros _____	33
2.6.5.2. Produção de cimento _____	34
2.6.5.3. Disposição em estações de tratamento de esgotos _____	36
3. MATERIAL E MÉTODOS _____	37
3.1. Material _____	37
3.1.1. Material de estudo proveniente das estações de tratamento de água _____	37
3.1.2. Material proveniente do aterro sanitário do município de Rio Claro _____	37
3.1.3. Equipamentos e reagentes _____	40
3.2. Métodos _____	41
3.2.1. Método de coleta do lodo de estação de tratamento de água _____	41
3.2.1.1. Estação de tratamento de água – ETA II _____	41
3.2.1.2. Estação de tratamento de água – Capim Fino _____	41
3.2.2. Determinação de parâmetros do lodo em estado bruto _____	42
3.2.3. Desidratação do lodo _____	42
3.2.4. Ensaio para caracterização do lodo _____	43
3.2.4.1. Ensaio de lixiviação do lodo desidratado _____	43
3.2.4.2. Solubilização do lodo desidratado _____	45
3.2.5. Ensaio de biodegradação do lodo _____	46
3.2.5.1. Considerações gerais _____	46
3.2.5.2. Procedimentos para a montagem dos tratamentos testados no ensaio de biodegradação do lodo de ETA _____	47

3.2.5.3. Reagentes utilizados no ensaio de biodegradação	49
3.2.5.3.1. Água destilada isenta de CO ₂	49
3.2.5.3.2. Solução de hidróxido de potássio (KOH 0,2 N)	49
3.2.5.3.3. Solução padrão de ftalato ácido de potássio (C ₆ H ₄ COOKCOOH 0,2 N)	50
3.2.5.3.4. Solução de ácido clorídrico (HCl 0,1 N)	50
3.2.5.3.5. Solução padrão de carbonato de sódio (Na ₂ CO ₃ 0,1 N)	51
3.2.5.3.6. Solução de cloreto de bário (BaCl ₂ .2H ₂ O 1,0 N)	51
3.2.5.3.7. Solução indicadora de vermelho de metila	51
3.2.5.3.8. Solução indicadora de fenolftaleína	51
3.2.5.4. Determinação da quantidade de CO ₂ produzido nos respirômetros	52
3.2.5.5. Cálculo da produção de CO ₂ nos respirômetros.	53
3.2.5.6. Produção de CO ₂ devido à biodegradação	53
3.2.5.7. Cálculo da quantidade de carbono biodegradado	53
3.2.5.8. Cálculo da eficiência da biodegradação	54
3.2.5.9. Avaliação do desenvolvimento de bactérias heterotróficas durante o ensaio de biodegradação do lodo	54
4. RESULTADOS	56
4.1. Descrição das estações de tratamento de água estudadas	56
4.1.1. Estação de tratamento de água – ETA II	56
4.1.2. Estação de tratamento de água – Capim Fino	61
4.2. Determinação de parâmetros do lodo em estado bruto	63
4.3. Determinação de parâmetros do lodo desidratado	66
4.4. Caracterização de resíduos: ensaios de solubilização e lixiviação	67
4.5. Ensaio de biodegradação do lodo de ETA	71
4.6. Crescimento de bactérias heterotróficas	77
5. CONCLUSÕES	80
6. LITERATURA CITADA	81

RESUMO

A geração e disposição final de resíduos vem se tornando uma preocupação constante em vista dos efeitos negativos proporcionados ao meio ambiente quando estes são dispostos de maneira inadequada. A produção de água para abastecimento público, realizada pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs) é responsável pela geração de resíduos, originados pela remoção das partículas em suspensão na água bruta, mediante processos de decantação e filtração. Geralmente, o destino do lodo acumulado nos decantadores é o curso d'água mais próximo, sem que nenhum tratamento seja realizado. O objetivo deste trabalho foi verificar a viabilidade da disposição final, em aterro sanitário, dos sólidos resultantes dos processos de secagem do lodo de duas ETAs: ETA Capim Fino, município de Piracicaba, SP e ETA II, município de Rio Claro, SP. Os ensaios para a classificação do lodo de ETA foram realizados de acordo com a norma NBR 10.004. "Resíduos Sólidos – Classificação" (ABNT, 2004a). Os ensaios de biodegradação foram realizados pelo método respirométrico de Bartha (CETESB, 1990), a fim de verificar a influência da aplicação de diferentes proporções de mistura do lodo de ETA com o solo do aterro sanitário do município de Rio Claro. Os resultados indicam que os lodos estudados, são classificados como resíduos não inertes, necessitando de condições adequadas para sua disposição final, entretanto a aplicação de lodo ao solo do aterro sanitário, não interferiu de forma negativa no processo de biodegradação, indicando que sob esse aspecto, a co-disposição dos sólidos resultantes do processo de secagem dos lodos estudados, juntamente com o solo utilizado na cobertura das células do aterro sanitário do município de Rio Claro, é viável.

Palavras Chave: Lodo; Tratamento; Água; Biodegradação; Aterro Sanitário

ABSTRACT

The production and ultimate disposal of wastes has become a major concern, related to the negative effects over the environment when its disposal occurs in inappropriate ways. Drinking water production by Water Treatment Plants (WTPs) removes from raw water suspended particles by sedimentation and filtration processes, resulting in waste production. In most cases the destination of the accumulated sludge at the sedimentation basins is the nearest water stream. The objective of this study was to verify the viability of ultimate disposal, at a sanitary landfill, of dewatered sludge from two WTPs: WTP Capim Fino, at Piracicaba, SP and WTP II, at Rio Claro, SP. The WTP sludge classification tests were performed according to the norm NBR 10.004 "Solid Wastes - Classification" (ABNT 2004a). The biodegradation tests were performed through Bartha's respirometric method (CETESB, 1990), intending to verify the influence of different mixture proportions of WTP sludge and sanitary landfill soil. The results indicate that these wastes are classified as not inert, demanding adequate conditions to its ultimate disposal, however the sludge and sanitary landfill soil mixture did not interfere negatively at the biodegradation process, indicating that the solids resulting from WTP sludge dewatering can be disposed at Rio Claro sanitary landfill.

Key Words: Sludge; Treatment; Water; Biodegradation; Sanitary Landfill

1. INTRODUÇÃO

Atualmente os recursos hídricos tornam-se cada vez mais escassos para atender a crescente demanda, em função do aumento populacional, do desperdício, do uso nas cidades, na agricultura e indústria. Reunindo-se a esses fatores, soma-se que a qualidade das águas, principalmente as superficiais, vêm sendo comprometida com maior intensidade próximo às áreas urbanas.

A água pode conter determinadas substâncias, elementos químicos e microrganismos que devem ser eliminados ou diminuídos à concentrações que não sejam prejudiciais aos seres humanos. A contaminação dos recursos hídricos acarreta sérios problemas de saúde pública em localidades que carecem de tratamento e sistemas de distribuição de água adequados.

Grande parte das doenças que se alastram pelos países, especialmente aqueles em desenvolvimento, é proveniente da água de qualidade insatisfatória. As doenças de transmissão hídrica mais comuns são as febres tifóide e paratifóide, desenterias bacilar e amebiana, cólera, esquistossomose, hepatite infecciosa, giardíase e criptosporidíase (DI BERNARDO et al., 2002).

Desta forma, a eficiência das metodologias empregadas para o tratamento da água, assim como, o constante monitoramento da qualidade do processo, tanto na saída do sistema produtor quanto nos pontos mais distantes da rede de abastecimento, representam grande importância na promoção e manutenção da saúde coletiva da população abastecida.

Entretanto, o tratamento da água para abastecimento público realizado pelas estações de tratamento de água (ETAs), mediante processos de coagulação, floculação e decantação, produz uma grande quantidade de resíduos. Os principais, são originados nos decantadores e na lavagem dos filtros (CORDEIRO; CAMPOS, 1999; SILVA et al., 2000; TSUTIYA; HIRATA, 2001).

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) gerencia o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, onde são produzidos aproximadamente 2.200 L/s de água de lavagem de filtros e lodo proveniente dos decantadores, resíduo que não tem sido disposto adequadamente (CORDEIRO, 1999).

No presente trabalho, foram realizadas determinações de parâmetros do lodo gerado nos decantadores de duas estações de tratamento de água que utilizam o Rio Corumbataí como manancial para abastecimento público, uma localizada na cidade de Rio Claro e outra na cidade de Piracicaba, no Estado de São Paulo.

Como possível via de descarte deste resíduo, foi considerada a disposição do lodo de ETA em aterro sanitário, sendo realizados ensaios de biodegradação, a fim de verificar a influência da codisposição do lodo de ETA com o solo utilizado na cobertura do aterro sanitário do município de Rio Claro, SP.

1.1. Objetivos

Determinar, a classificação dos lodos de estação de tratamento de água estudados, segundo a norma técnica NBR 10.004 – “Resíduos Sólidos – Classificação” (ABNT, 2004a).

Avaliar segundo os parâmetros para descarte de efluentes, definidos pela Resolução nº 20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1999), as implicações legais do descarte do lodo produzido pelas Estações de Tratamento de Água estudadas, nos corpos d’água.

Verificar a influência de diferentes proporções da mistura: lodo-solo, no processo de biodegradação da matéria orgânica, a fim de averiguar a viabilidade da disposição final deste resíduo no aterro sanitário do município de Rio Claro, SP.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. As cidades e a água

As áreas urbanas necessitam de grande quantidade de água por possuírem elevada densidade populacional e intensa atividade econômica, por isso estão localizadas, em sua maioria, nas margens de rios ou estuários. Os rios fornecem a quantidade de água necessária para o abastecimento urbano e também recebe os efluentes gerados, ou seja, esgotos domésticos e industriais. (Camargo; Pereira, 2003).

Os setores de abastecimento de água e esgotamento sanitário encontrarão grandes desafios nas próximas décadas. Espera-se um incremento da população urbana na América Latina e Caribe, de aproximadamente 50% nos próximos 25 anos (WHO, 2000).

Progresso tem ocorrido nestes setores, onde, em termos mundiais, as menores taxas de cobertura da população são encontradas nos assim chamados: países em desenvolvimento, estando o Brasil inserido entre estes.

A porcentagem de pessoas servidas com alguma espécie de suprimento de água aumentou de 79% em 1990 para 82% em 2000. Neste mesmo período a proporção da população mundial com acesso a sistemas de esgotamento sanitário aumentou de 55% para 60% (WHO, 2000).

A mudança aparente na cobertura entre 1990–2000 não é algo notável em termos de porcentagem, entretanto ao observarmos o aumento dos números absolutos de pessoas que passaram a ter acesso aos serviços entre 1990 e 2000, com aproximadamente 816 milhões de pessoas adicionais tendo acesso à água e 747 milhões de pessoas tendo acesso a sistemas de esgotamento sanitário, percebemos que o

aumento no número de pessoas servidas foi apenas suficiente para suprir o crescimento populacional (WHO, 2000).

Nos países em desenvolvimento são encontradas as maiores taxas de crescimento populacional, condição que, aliada ao baixo percentual de cobertura dos serviços de tratamento de água e esgoto, amplia a pressão sobre sistemas que se encontram sobrecarregados.

No Brasil, a taxa média de crescimento da população vem mostrando uma tendência regular ao declínio desde a década de 60 (1960 taxa de 2,89%, 1970 de 2,48% e 1,93% em 1980). No período censitário de 1991 a 1996 chegou a 1,38%.(IBGE, 2003).

Nos anos 60, o Brasil ainda era um país agrícola, com taxa de urbanização de apenas 44,7%. Em 1980, 67,6% do total da população já vivia em cidades. Entre 1991 e 1996, houve um acréscimo de 12,1 milhões de habitantes urbanos, refletindo em uma taxa de 78,4% da população brasileira vivendo em cidades (IBGE, 2003). O estado de São Paulo, no ano de 2000 concentrava 93,41% de sua população em áreas urbanas (SEADE, 2003).

Os números a cima indicam um considerável crescimento das áreas urbanas nos últimos 40 anos, desta forma, ampliando a demanda de produtos e serviços. Nestas condições o ambiente passa a ser explorado com maior intensidade, para que forneça os recursos necessários à promoção deste crescimento e, desenvolvimento estrutural destas áreas.

Grande pressão é exercida sobre os recursos hídricos, em virtude da necessidade de captação de maior volume de água para abastecimento público, processos industriais e agrícolas, assim como maior demanda para a geração de energia. No Brasil, 77,73% da energia gerada encontra-se concentrada em usinas hidrelétricas (ANEEL, 2003).

O crescimento das áreas urbanas sem planejamento adequado, visando à minimização dos problemas ocasionados pelo adensamento populacional tem promovido, entre muitas conseqüências, a ocupação de áreas inadequadas à construção de moradias, muitas vezes oferecendo riscos aos habitantes, como regiões de encostas e várzeas de rios.

Segundo Tucci (1999) o planejamento da ocupação do espaço urbano no Brasil não tem considerado aspectos fundamentais, que trazem grandes transtornos e custos para a sociedade e para o ambiente.

A falta de planejamento, não se levando em conta o ambiente transformado pela cidade, mostra suas conseqüências por meio de sucessivos deslizamentos de terra e inundações, cumulativamente mais graves, em menores intervalos de tempo (CARVALHO, 2003).

O desenvolvimento urbano envolve duas atividades conflitantes: aumento da demanda de água com qualidade, e degradação dos mananciais por contaminação, decorrente da disposição e falta de tratamento adequado dos resíduos gerados.

A degradação dos recursos hídricos não é questão prioritária, pois se prefere substituir um manancial degradado por outro em melhores condições, exigindo novos projetos de captação em áreas mais distantes, não-contaminadas (TUCCI, 1999). É dada preferência à intensificação do tratamento da água, não se importando com as origens de sua poluição.

Segundo o IBGE (2000), do total de 9.848 distritos brasileiros 41% possuem sistema de esgotamento sanitário e, entre estes, apenas 34% apresentam algum tipo de tratamento, assim, demonstrando que apenas 14% do total dos distritos brasileiros coletam e promovem algum tipo de tratamento destes resíduos. Entre os distritos que não desenvolvem tratamento destes resíduos, 84% utilizam rios para a disposição final do resíduo coletado.

Desta forma, a demanda crescente de água com boa qualidade induz maior volume de captação e tratamento cada vez mais rigoroso. Entretanto, devido à qualidade dos mananciais, maior quantidade de produtos químicos são necessários para se efetuar o tratamento da água para abastecimento público, onerando o processo e gerando maior quantidade de resíduos.

2.2. Estações de tratamento de esgoto e poluição

A quantidade de esgotos produzida por uma cidade depende, em grande parte, do volume de água consumido por sua população. Quanto mais água é utilizada, maior volume de esgoto é produzido. Cerca de 60 a 80% da água utilizada transforma-se em despejos, existindo ainda outras contribuições, como infiltrações, água de chuva e despejos industriais. Assim, o volume dos esgotos pode, em certos casos, ser maior que o consumo de água. Nas cidades do interior do Estado de São Paulo pode-se considerar que a produção varia de 90 a 210 litros/pessoa/dia (FACENS, 2003).

As estações de tratamento de esgoto (ETE) têm a função de remover grande parte das impurezas encontradas neste efluente, especialmente matéria orgânica e elementos químicos como: nitrogênio e fósforo, presentes nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e outros subprodutos das atividades humanas. As ETEs possuem importância fundamental, pois tratam a água residuária, proporcionando seu retorno ao ambiente em um estado de maior qualidade, assim, evitando a poluição dos corpos d'água. Deste modo, os centros urbanos situados rio abaixo podem captar a água deste manancial, sem que a qualidade da água bruta torne inviável seu tratamento.

Os esgotos são constituídos de inúmeras substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos, substâncias cuja presença afeta as características do corpo d'água receptor.

Segundo Pelosi e Framchi (2003), em muitos casos fica difícil identificar alguns agentes contaminantes de fato, o *World Watch Institute* fez uma estimativa sobre a existência de mais de 70.000 substâncias químicas de uso cotidiano, e cerca de 500 a 1.000 novas substâncias são acrescentadas a cada ano à lista.

A fração orgânica do esgoto é representada por proteínas, gorduras, hidratos de carbono, fenóis e uma série de substâncias artificiais, como defensivos agrícolas, detergentes e medicamentos. A carga orgânica é normalmente medida por meio da demanda biológica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). Os esgotos sanitários contêm ainda inúmeros organismos vivos, tais como bactérias, vírus, vermes e protozoários, que, em sua maioria, são liberados junto com os dejetos humanos.

O tratamento de esgoto preserva as características naturais dos ambientes aquáticos e minimiza os impactos causados pela poluição sobre a biodiversidade aquática (CAMARGO; PEREIRA, 2003).

Os esgotos domésticos são uma miscelânea de grande quantidade de substâncias orgânicas biodegradáveis e de nutrientes inorgânicos em solução, dissolvidos ou em suspensão na água. Estas substâncias orgânicas biodegradáveis promovem um desequilíbrio das comunidades aquáticas, pois ocasionam incorporação supra-alimentar para os organismos decompositores, fazendo com que estes organismos cresçam demasiadamente (SCHAFER, 1985).

Os principais decompositores são as bactérias e os fungos. A ação destes microrganismos sobre a matéria orgânica induz o consumo do oxigênio dissolvido na água, impossibilitando a sobrevivência de organismos aeróbios. Além da diminuição da concentração de oxigênio, a decomposição da matéria orgânica introduzida nos ambientes aquáticos pela descarga de esgotos, altera a turbidez, a cor, o pH, a condutividade elétrica, aumenta a concentração de amônia e promove a liberação de metano e gás sulfídrico (CAMARGO; PEREIRA, 2003).

Assim, como os lançamentos de esgotos sem tratamento deterioram a qualidade dos corpos d'água receptores, o esgoto, mesmo após ser submetido aos processos de tratamento comumente empregados, ainda pode ser responsável por grandes alterações no ambiente.

A maior parte das estações de tratamento de esgoto é baseada principalmente na remoção da DBO (demanda bioquímica de oxigênio), eliminando um efluente rico em nutrientes (fósforo e nitrogênio) inorgânicos e, pobres em carbono orgânico.

Dependendo da capacidade de assimilação do corpo d'água receptor, o incremento de fósforo e nitrogênio inorgânicos pode proporcionar condições suscetíveis ao crescimento exagerado da população de diversos organismos, entre eles, algas e cianobactérias, fenômeno chamado eutrofização.

Sob esta condição, a incidência da luz solar no corpo d'água atinge pequena profundidade, devido à concentração dos organismos fotossintetizantes na superfície da água. Na parte mais profunda do corpo d'água desenvolvem-se predominantemente condições anaeróbias, como resultado da sedimentação de matéria orgânica e ausência de fotossíntese.

Os corpos d'água são capazes de recuperar, por meio de processos naturais, suas características ou atenuar as alterações em seus parâmetros de qualidade, imposta pela contínua poluição de suas águas. Processos como a autodepuração, possibilitam o retorno da boa qualidade da água e, que a captação de zonas urbanas rio abaixo não seja prejudicada.

Com o aumento da população das áreas urbanas, devido ao crescimento da população e seu maior adensamento populacional, a demanda de água aumentou e, conseqüentemente, o volume de esgotos lançados. Como a capacidade de autodepuração dos rios é restrita, houve aumento da extensão dos trechos poluídos e diminuição de extensões de rio com água de boa qualidade para captação. Nestas condições criam-se longos trechos de rio com água poluída (CAMARGO; PEREIRA, 2003).

2.3. Consumo e qualidade da água

A água representa um recurso natural de maior importância. O homem tem necessidade de água com qualidade adequada e em quantidade suficiente para todas as suas necessidades.

O consumo de água entre as populações pode variar, de acordo com o uso ao qual se destina, questões regionais ou mesmo culturais. A quantidade média de água utilizada para ingestão humana é de apenas dois litros por pessoa por dia, enquanto a quantidade média para uso doméstico é de 250 litros por dia, por pessoa. As atividades agrícolas consomem em média 1.000 litros por dia, por pessoa, sendo a maior parte destinada à irrigação (CAMARGO; PEREIRA, 2003).

O planejamento e a gestão dos recursos hídricos dependem fundamentalmente de informações confiáveis, tanto no que diz respeito à demanda como à oferta de água. As informações são indispensáveis para um adequado desenvolvimento dos recursos hídricos dentro de bases sustentáveis. A falta de informações aumenta a incerteza das decisões e dos resultados dos usos e impactos aos recursos hídricos (BRAGA et al., 1999).

Faz parte do gerenciamento dos recursos hídricos o controle ambiental, de forma a impedir que problemas decorrentes da poluição da água venham a comprometer seu aproveitamento múltiplo e integrado. Desta forma, o conceito de monitoramento da qualidade da água deve atender à necessidade de responder o que está sendo alterado e porque estas modificações estão ocorrendo (BRAGA et al., 1999).

Qualidade da água é um termo que depende diretamente do uso ao qual se destina e não necessariamente das características da solução aquosa. A água utilizada para ingestão humana deve apresentar boa qualidade, ou seja, tem de ser isenta de partículas em suspensão, microrganismos patogênicos, e substâncias orgânicas dissolvidas (CAMARGO; PEREIRA, 2003).

Conforme constatado em muitos locais, a implantação ou melhoria dos sistemas de abastecimento de água traz, como resultado, diminuição sensível na incidência das chamadas doenças de veiculação hídrica. Estes efeitos benéficos acentuam-se com a implantação e melhoria dos sistemas de esgotos sanitários (PEREIRA, 1987).

Como citado anteriormente, o estágio de implantação dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos, no Brasil, ainda deixa muito a desejar. Entretanto, os sistemas de abastecimento de água, segundo o IBGE (2000) são encontrados em 88% dos distritos brasileiros, dos quais 70% apresentam algum processo de tratamento.

Os padrões de qualidade da água destinada ao abastecimento referem-se a um certo número de parâmetros, capazes de refletir a presença efetiva ou potencial de algumas substâncias ou microrganismos que possam comprometer a qualidade da água. Exige-se que a água não contenha organismos patogênicos ou substâncias químicas em concentrações tóxicas ou que possam tornar-se nocivas à saúde pelo uso continuado da água (BRANCO, 1999).

A qualidade da água deve ser rotineiramente controlada mediante exame físico, bacteriológico e análise química, podendo sofrer grande variação no decorrer do tempo, em virtude de chuvas, enxurradas, desenvolvimento de algas e despejo de resíduos (PEREIRA, 1987).

A maior parte da água superficial está contida em rios, lagos e represas, as quais possuem impurezas, necessitando serem tratadas para atingir a qualidade de água potável e ser utilizada para ingestão e uso doméstico em geral. Assim a água de superfície normalmente necessita de tratamento em estações de tratamento de água para adquirir a qualidade necessária para ingestão humana. (CAMARGO; PEREIRA, 2003).

Entretanto, para os consumidores, as maiores exigências referem-se aos aspectos estéticos diretamente relacionados à presença de odor, sabor ou coloração, tornando a água repugnante ao consumidor, induzindo-o a utilizar fontes alternativas com águas de melhor aparência, porém, sem controle sanitário.

2.4. Produção de água para abastecimento e a geração de resíduos

No tratamento da água, a coagulação e floculação tem como finalidade transformar as impurezas que se encontram em solução, suspensão fina ou estado coloidal, em partículas maiores, para que possam ser removidas pelos processos de sedimentação e filtração (CAMPOS; POVINELLI, 1976).

Segundo Branco (1999), a turbidez constitui um dos parâmetros de referência da qualidade da água, sendo, a maior parte dos processos do tratamento da água, relacionado à remoção de sua turbidez e cor.

A turbidez pode diminuir a eficiência da cloração pela quantidade de matéria presente e, induzir proteção física nos microrganismos, impedindo o contato direto com o desinfetante. Além disso, as partículas coloidais transportam matéria orgânica absorvida que pode provocar sabor e odor na água tratada (BATALHA, 1993).

2.4.1. Mistura rápida e coagulação da água bruta

Na clarificação da água pelo processo convencional de tratamento é importante a rápida dispersão do coagulante a fim de obter-se uma coagulação eficaz.

A função da câmara de mistura rápida é garantir uma coagulação completa e homogênea. Para isso é necessário agitação intensa, para que ocorra a distribuição uniforme do coagulante na água, proporcionando o contato com as partículas suspensas antes que a reação esteja completa. Os coagulantes sofrem hidrólise e iniciam a polimerização numa fração de segundo após serem adicionados à água (HUDSON; WOLFNER, 1967).

O processo de coagulação química é utilizado para melhorar a remoção de substâncias coloidais e dissolvidas na água. Segundo Riddick (1961), os colóides são a principal fonte de sabor e odor na água, prevalecendo partículas de carga negativa nas condições da água bruta.

Os principais produtos químicos comumente utilizados como coagulantes nas etapas de coagulação–floculação são o sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) e cloreto férrico (FeCl_3) (HALL; HALL, 1989).

Os efeitos de sais de ferro e alumínio sobre a coagulação não são devido simplesmente aos íons metálicos hidratados ($\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ e $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$), mas por seus produtos de hidrólise. Os produtos resultantes da hidrólise são complexos hidróxido-metálicos que podem ser altamente carregados. A formação de complexos desses íons pode ocorrer não apenas com OH^- , mas também com outras bases e com grupos ionizados de muitos colóides (STUMM; O'MELIA, 1968).

Muitas impurezas dissolvidas ou em estado coloidal naturalmente presentes na água possuem grupos funcionais ionizáveis. Estes grupos formam complexos com íons metálicos polivalentes, indicando a possibilidade de interações químicas específicas entre as impurezas dissolvidas ou em estado coloidal na água e os íons metálicos provenientes dos coagulantes adicionados (STUMM; MORGAN, 1962).

Para uma determinada concentração de íons metálicos, o pH é o parâmetro mais importante, determinando qual a espécie polimérica de hidrólise que predomina. Quanto maior a carga destes complexos, mais baixa é a concentração crítica para a coagulação. Sendo o pH do meio de primordial importância no estabelecimento da carga dos produtos de hidrólise e, conseqüentemente, determinando a eficiência da coagulação (STUMM; MORGAN, 1962).

Comparação entre a eficiência do sulfato de alumínio e cloreto férrico, para estações que operam o sistema convencional de tratamento, deve basear-se na dosagem e amplitude do pH para a formação do precipitado. Águas turvas e de baixa alcalinidade coagularão melhor com cloreto férrico, pois o precipitado pode formar-se mesmo com baixo pH. Contudo, a adição de cal e o emprego de polímeros como auxiliares de coagulação podem favorecer a utilização do sulfato de alumínio. Desta forma, a definição do tipo de coagulante a ser empregado em uma ETA deve basear-se na eficiência de cada coagulante, no custo global dos produtos químicos envolvidos na coagulação e, no volume de lodo gerado (LIBÂNIO et al., 1999).

O aumento na dosagem de coagulante ocasiona a diminuição de parâmetros determinantes no processo de coagulação, como o pH e alcalinidade (STUMM; MORGAN, 1962).

Considerações apropriadas sobre os efeitos do pH e alcalinidade sobre a desestabilização dos colóides e grau de hidrólise dos íons metálicos, podem ser realizadas se o pH e alcalinidade forem mantidos constantes durante a coagulação.

Stumm e Morgan (1962), utilizaram um titulador automático para controle destes parâmetros, capaz de dosar continuamente o volume de NaOH suficiente para manter o pH e alcalinidade constantes. Os resultados obtidos neste estudo indicam que remoção satisfatória de cor foi observada em pH de 6,5. Em pH 5 a remoção de cor não é efetiva em razão da concentração insuficiente de íons OH⁻. Valores de pH acima de 7 resultaram em baixa remoção da cor, sendo o Al(III) predominantemente hidrolisado em espécies negativamente carregadas.

Uma ampla variedade de produtos da hidrólise dos coagulantes pode ser encontrada na água: Fe₂(OH)₂⁴⁺; Fe₂(OH)₄⁵⁺; Al₂(OH)₂⁴⁺; Al₄(OH)₈⁴⁺; Al₆(OH)₁₅³⁺; Al₇(OH)₁₇⁴⁺; Al₈(OH)₂₀⁴⁺ e Al₁₃(OH)₃₄⁵⁺ (STUMM; O'MELIA, 1968).

A coagulação é um processo complexo que, segundo Stumm e O'Melia (1968), compreende diversas etapas de reação: (1) hidrólise de íons metálicos multivalentes e subsequente polimerização em espécies multinucleares de hidrólise; (2) adsorção de espécies hidrolisadas na interface sólido-solução a fim de realizar a desestabilização do colóide; (3) agregação das partículas desestabilizadas por formação de pontes entre partículas, envolvendo o transporte de partículas e interações químicas; (4) agregação de partículas desestabilizadas por transporte de partículas (movimento Browniano) e forças de Van der Waals; (5) precipitação do hidróxido metálico (STUMM; O'MELIA, 1968).

Os fatores mais importantes de instabilidade das partículas em suspensão na água, são o movimento Browniano e as forças de atração de Van der Waals.

O movimento Browniano é imposto às partículas em suspensão, sendo essencialmente um efeito térmico que tende a dirigir partículas em meio líquido, em direção umas às outras. As forças de Van der Waals podem ser descritas como forças moleculares de coesão que aumentam em intensidade de acordo com a aproximação entre duas partículas. Estas forças tornam-se mais efetivas com a diminuição do tamanho das partículas (BLACK, 1960).

Conforme aumenta a concentração dos íons metálicos adicionados, um ponto é atingido, quando os fatores de instabilidade são mais fortes que as forças repulsivas do potencial zeta, resultando na coagulação (BLACK, 1960).

O potencial zeta (PZ) é uma medida da carga eletrocinética (expressa em milivolts) que envolve a matéria particulada em suspensão. A carga encontrada na turbidez da água bruta é predominantemente eletronegativa, sendo suficientemente forte para resultar em significativa repulsão entre as partículas em suspensão (BLACK, 1960; RIDDICK, 1961). Se a carga destas partículas é reduzida a zero, estas forças de repulsão são eliminadas.

A fração mais grosseira das partículas que conferem turbidez à água (diâmetro entre 1mm e 1 μ) podem ser completamente removidas da água bruta por coagulação convencional, entretanto, a fração mais fina da turbidez, de dimensões coloidais (diâmetro entre 1 μ e 1Å) é incapaz de sedimentar-se e, seu PZ eletronegativo (aproximadamente 15-25 mv) previne a aglomeração (RIDDICK, 1961).

O controle do PZ elimina as forças repulsivas que impedem que os colóides fiquem aderidos aos flocos, assim, o PZ está relacionado à força e distância sobre quais as partículas podem repelir-se, impedindo a floculação. Acredita-se que os colóides da água bruta podem ser eficientemente removidos apenas pela diminuição de seu PZ para valores de aproximadamente zero (RIDDICK, 1961).

2.4.2. Floculação e sedimentação

Segundo Leme (1979), a floculação é a aglomeração e compactação de partículas do coagulante e matéria em suspensão na água, formando conjuntos maiores e densos, denominados “flocos”, tornando as partículas antes em suspensão, mais fáceis de sedimentarem. Este processo contribui para a obtenção de melhor clarificação da água que está sendo tratada, e assim, diminui a quantidade de material a ser retido na etapa de filtração.

Nas ETAs, a floculação corresponde à etapa em que são fornecidas condições para facilitar o contato e agregação das partículas previamente desestabilizadas por coagulação química, visando à formação de flocos com tamanho e massa específica que favoreçam a sua remoção por sedimentação (Di BERNARDO et al., 2002).

No início da floculação são necessários gradientes de velocidade mais elevados para aumentar as chances de contato e agregação das partículas previamente desestabilizadas por coagulação química. À medida que os flocos são formados o gradiente de velocidade deve ser minimizado, atenuando a ruptura dos mesmos, sem, contudo, impedir seu crescimento decorrente da agregação com outros flocos (Di BERNARDO et al., 2002).

Em geral são utilizados canais ou câmaras em série, para que seja possível iniciar a floculação com gradiente de velocidade mais elevado e reduzi-lo ao final dessa operação.

A agitação mecânica lenta possibilita a ocorrência de numerosas colisões entre as partículas desestabilizadas, assim, forças de adesão e coesão irão resultar na aglomeração destas, formando os flocos. O aumento do tamanho destes agregados possibilitará a rápida sedimentação.

A sedimentação é o fenômeno físico em que as partículas em suspensão apresentam movimento descendente, em meio líquido de menor massa específica, devido à ação da gravidade. A sedimentação das partículas suspensas propicia a clarificação do meio líquido, ou seja, operação de separação das fases sólida e líquida (Di BERNARDO et al., 2002).

2.4.3. Filtração

O processo de filtração em uma ETA consiste na passagem da água através de um meio granular, a fim de promover a remoção de partículas suspensas, coloidais e microrganismos presentes na água.

Os processos de coagulação, floculação e decantação, que geralmente precedem a filtração, são responsáveis pela remoção de maior parte da matéria em suspensão presente na água bruta, sendo os filtros responsáveis pela remoção das partículas coaguladas que não sedimentaram nos decantadores.

Os filtros são constituídos de uma estrutura em concreto, onde drenos são instalados na parte inferior e recobertos por cascalho. Sobre esta camada é adicionado o meio filtrante, geralmente uma camada de areia (AWWA, 1956).

Vários materiais podem ser empregados como meios filtrantes, porém, tem sido comum o uso de: areia convencional (tamanho efetivo dos grãos = 0,40 a 55 mm; coeficiente de desuniformidade entre 1,5 e 1,8; espessura da camada = 0,6 a 0,8 m) e antracito (tamanho efetivo dos grãos = 0,90 e 1,1 mm; coeficiente de desuniformidade = 1,5 a 1,8; espessura da camada = 0,45 a 0,60 m) (Di BERNARDO et al., 2002).

A taxa de filtração é determinada principalmente pela granulometria da areia utilizada nos filtros. A camada de areia permite aos flocos ou matéria em suspensão penetrar alguns centímetros no filtro, impedindo que a superfície da camada filtrante fique recoberta rapidamente (AWWA, 1956).

A remoção das partículas pela filtração é considerada como resultado da retenção pelos poros da camada de areia e aderência das partículas na superfície dos grãos. A retenção do material acumulado depende da resistência às forças de cisalhamento, resultante do efeito hidrodinâmico causado pelo escoamento da água ao longo do meio filtrante (DI BERNARDO et al., 2002).

O momento da lavagem dos filtros é determinado pela turbidez da água filtrada. Aumento desse parâmetro reflete a passagem de partículas finas pelo filtro. Este procedimento é geralmente realizado por meio da aplicação de uma corrente de água em fluxo reverso, que expande e promove a fluidificação parcial do meio granular, gerando atrito entre os grãos de areia, assim proporcionando a remoção do excesso de sólidos retidos no filtro (AWWA, 1956).

O cascalho utilizado nos filtros tem a função de dar suporte à camada de areia e auxiliar na distribuição uniforme do fluxo de água de lavagem. Se a água de lavagem é aplicada de forma desigual a areia irá circular, possivelmente misturando as camadas de areia e cascalho (AWWA, 1956).

Em geral, a filtração é o processo final de remoção de impurezas realizado em uma ETA e, portanto, principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o Padrão de Potabilidade (Di BERNARDO et al., 2002).

2.5. Manejo de resíduos

A geração e disposição final de resíduos produzidos pela atividade antrópica tornou-se uma preocupação constante em vista dos efeitos negativos proporcionados ao meio ambiente, quando estes são dispostos de maneira imprópria.

O manejo inadequado dos resíduos sólidos contribui de forma marcante para o agravamento dos problemas ambientais. O destino final destes resíduos sólidos, quando efetuado de maneira inapropriada constitui uma atividade potencialmente poluidora do ar, solo e das águas superficiais e do subsolo.

Dependendo do nível de periculosidade, a degradação dos resíduos pode produzir componentes que, quando absorvidos causam algum tipo de dano, ou quando não degradados, geram transformações irreversíveis ao meio receptor, desencadeando alterações nocivas (ALOISI, 1995).

A crescente demanda da sociedade pela manutenção e melhoria das condições ambientais tem exigido das autoridades, empresas públicas e privadas, atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações da exploração dos recursos naturais. Esta preocupação com a qualidade ambiental tem suscitado o desenvolvimento de políticas e medidas legislativas que funcionam como diretrizes para o estabelecimento de critérios e padrões sobre contaminação (BETTIOL; CAMARGO, 2001).

De acordo com a norma técnica NBR 10.004 “Resíduos Sólidos – Classificação” (ABNT, 2004a), resíduos sólidos são todos os resíduos em estado sólido ou semi-sólido, resultantes da atividade da comunidade, podendo ser de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços ou agrícolas. Incluem-se dentro desta definição os lodos provenientes das ETAs (Estações de tratamento de água) e ETEs (Estações de tratamento de esgotos), resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição e líquidos que não podem ser dispostos na rede pública de esgoto.

Um dos principais aspectos a serem abordados quanto à disposição final destes resíduos está relacionado à sua classificação. A norma técnica NBR 10.004 (ABNT, 2004a), classifica-os quanto a sua fonte ou origem e quanto ao seu grau de periculosidade frente a determinados padrões de qualidade ambiental e de saúde pública.

Na impossibilidade do enquadramento do resíduo nos critérios adotados pela norma, esta estabelece a necessidade da realização de ensaios tecnológicos para avaliar as concentrações dos elementos que conferem periculosidade, de acordo com as suas próprias listagens.

Portanto, a NBR 10.004 está vinculada a três outras normas, a saber: NBR 10.007 “Amostragem de resíduos – Procedimentos” (ABNT, 2004d), que estabelece os critérios de coleta e seleção das amostras; NBR 10.005 “Lixiviação de resíduos – Procedimento” (ABNT, 2004b), que consiste na separação de certas substâncias contidas no resíduo por meio de lavagem ou percolação e NBR 10.006 “Solubilização de resíduos – Procedimento” (ABNT, 2004c) que visa a solubilização da amostra em água e avaliação da concentração dos elementos e materiais presente no extrato.

Deste modo, a partir dos critérios e ensaios preconizados, os resíduos sólidos podem ser classificados e enquadrados nas seguintes categorias: Classe I – Resíduos perigosos e Classe II – Resíduos não perigosos, categoria subdividida em: Classe II A – Não inertes e Classe II B – Inertes.

As decisões técnicas e econômicas tomadas com relação ao tratamento e destino final dos resíduos sólidos devem ser fundamentadas a partir da classificação dos mesmos, proporcionando o conhecimento da presença de compostos tóxicos ou elementos que se encontram em concentrações tais, que se tornam prejudiciais.

Este conhecimento propicia a definição de medidas especiais, visando a proteção de pessoas que no desempenho de suas atividades apresentem algum contato com este resíduo, assim como do meio ambiente, quando efetuada a sua destinação final.

Atualmente são conhecidas várias técnicas para o tratamento de lodos e de resíduos sólidos, sendo que, estas devem ser utilizadas sempre que houver risco ao homem ou ao meio ambiente. As principais técnicas de tratamento de resíduos sólidos industriais são os aterros industriais, “landfarming”, encapsulamento e incineração. Estes procedimentos somente devem ser adotados com a garantia de que as reações físicas, químicas e biológicas que ocorrem no lixo doméstico o façam também no resíduo codispósito. Esta garantia é necessária para que se assegure a ocorrência da atenuação deste resíduo, que acontece mediante fenômenos de diluição, dispersão,

adsorção do poluente, degradação dos compostos orgânicos e a precipitação dos cátions (ROCCA et al., 1993).

A disposição no solo pode constituir-se em excelente forma de tratamento, desde que se respeite a capacidade natural do meio e dos microrganismos decompositores presentes. Os aterros convencionais podem ser utilizados para a disposição conjunta de resíduos orgânicos e resíduos sólidos não perigosos. Apesar de representar uma medida interessante do ponto de vista econômico, principalmente para os países em desenvolvimento, este procedimento deve ser realizado com cautela a fim de se evitar alterações significativas dos líquidos percolados dos aterros. O principal problema a ser enfrentado com o uso da codisposição ou disposição conjunta, é a determinação da fração ideal de resíduo a ser adicionado aos resíduos orgânicos, de tal forma que se continue garantindo o bom desempenho dos aterros (CAMPOS, 1994).

Os aterros são ambientes ecologicamente heterogêneos, portanto a presença de um resíduo industrial no meio poderá promover a inibição de linhagens sensíveis ou o crescimento de microrganismos capazes de utilizar seus compostos (TIBBLES; BAECKER, 1989 apud SOUZA, 2000).

O ensaio de respirômetria tem sido utilizado como indicador da atividade biológica constituindo-se importante ferramenta de avaliação do potencial de biodegradação dos resíduos dispostos no solo. Este ensaio permite estimar o tempo de estabilização do resíduo quando disposto no solo, determinar a taxa de aplicação adequada bem como verificar a possível inibição da população microbiana por agentes tóxicos (SIVIERO, 1999).

As técnicas de avaliação da respirômetria, utilizadas em pesquisas relacionadas à degradação de lodos de esgotos no solo, apresentam resultados satisfatórios quanto à previsão de estabilização destes resíduos (NUVOLARI, 1996; SNYMAN et al., 1998).

Portanto, dentro deste contexto, percebe-se a necessidade do conhecimento prévio das características do resíduo que se deseja codispor e do desenvolvimento de estudos no sentido de determinar a possível influência deste no meio.

2.6. Lodos de estações de tratamento de água

Dos processos de tratamento da água descritos, resultam dois tipos de resíduos, o lodo sedimentado no fundo dos decantadores e a água empregada na lavagem dos filtros, sendo estes, constituídos de água e sólidos suspensos originalmente contidos na fonte de água, acrescidos de produtos resultantes dos reagentes aplicados à água nos processos de tratamento (RICHTER, 2001).

Portanto, a quantidade assim como a qualidade do lodo gerado depende das características dos mananciais utilizados no abastecimento, da quantidade e tipos de coagulantes e demais substâncias envolvidas no processo.

2.6.1. Produção de lodo em estações de tratamento de água

A produção de lodos de estações de tratamento de água resulta de processos que removem da água bruta materiais cuja presença no produto final é indesejável. Estes materiais incluem areia ou silte, compostos orgânicos em solução ou estado coloidal, íons que causam dureza, microrganismos e outras substâncias que reduzem a qualidade da água produzida (AWWA, 1978a).

O lodo gerado nos decantadores das ETAs é um resíduo do processo de coagulação química. Tais lodos possuem materiais inertes como argila e areia, materiais orgânicos em solução ou suspensão, microrganismos variados e constituintes resultantes dos compostos químicos aplicados no processo: sais de alumínio ou ferro, polieletrólitos e cal, entre outros. Estes constituintes produzem uma suspensão química ou lodo com alto conteúdo de umidade. A coloração deste lodo varia dependendo da natureza das impurezas removidas da água tratada (AWWA, 1969a).

O volume de lodo produzido pela coagulação é geralmente em torno de 1 por cento ou menos do volume de água bruta tratada. O conteúdo de sólidos dos lodos varia entre 0,1 a 3,5%, dependendo das características dos materiais retirados da água bruta e método de remoção do lodo (AWWA, 1978a).

Estudos relativos à produção de resíduos em estações de tratamento de água indicam que a produção de sólidos nos decantadores é diretamente relacionada à qualidade da água bruta. ETAs que utilizam rios para a captação de água bruta tendem a gerar mais resíduos sólidos do que aquelas utilizando lagos ou reservatórios (AWWA, 1978a).

O lodo é produzido continuamente, entretanto, disposto de forma intermitente. A disposição dos lodos de ETA diretamente em águas superficiais é, obviamente, o método de disposição mais econômico. Este método está tornando-se impraticável em muitas localidades em virtude de restrições legais devido aos impactos decorrentes desta prática (AWWA, 1969b).

O efeito poluente de descargas de ETAs tem sido subestimado, segundo a teoria que este resíduo não contém nada de natureza poluente, sendo composto apenas pelo material originalmente existente na fonte de água, juntamente com os compostos químicos adicionados. Entretanto, o processo de tratamento da água concentra os poluentes contidos na fonte de água. Se estes resíduos combinados são dispostos em águas superficiais, geralmente ocorre impacto na qualidade da água (AWWA, 1966).

Aqueles que possuem responsabilidades tanto pelo projeto como operação de ETAs, necessitam considerar cuidadosamente os possíveis efeitos de descargas dos resíduos destas estações, e tomar medidas necessárias para assegurar que as águas nas quais estes resíduos são dispostos não sejam afetadas de forma negativa (AWWA, 1966).

A disposição final deste resíduo deve ser realizada respeitando-se critérios econômicos, sociais e de saúde pública. A descarga direta destes sólidos em corpos d'água, em muitos casos, degrada a qualidade do corpo d'água receptor. A proteção dos recursos hídricos contra a poluição necessita que este resíduo seja tratado antes de sua liberação para o ambiente (GATES; McDERMOTT, 1968).

A utilização de um mecanismo para a contínua remoção de lodo, seria uma maneira de evitar o lançamento de grandes quantidades de lodo nos cursos d'água, durante períodos de curta duração (AWWA, 1953).

2.6.2. Características dos lodos de estações de tratamento de água

Quanto às características deste resíduo, Neubauer (1968) estudando o lodo gerado por duas estações de tratamento de água localizadas no estado de Nova York, que utilizam sulfato de alumínio como coagulante, encontrou concentração de sólidos totais, em média, de 4.300 mg/L, sendo a maior parte constituída por sólidos em suspensão. Análises de demanda biológica de oxigênio (DBO) resultaram em valores de 36 a 77 mgO₂/L. A demanda química de oxigênio (DQO) do lodo variou de 500 a 1.000 mgO₂/L, valor consideravelmente maior que o obtido para a DBO, característica de um material que apesar de pouco biodegradável, pode ser prontamente oxidado.

Segundo Albrecht (1972), os lodos de ETA geralmente apresentam conteúdo de sólidos da ordem de 3.000 a 15.000 mg/L. Os sólidos suspensos representam de 75% a 90% dos sólidos totais, enquanto os sólidos voláteis totais representam de 20 a 35%. O nível de DBO geralmente é da ordem de 30 a 100 mgO₂/L, e a DQO, de 500 a 10.000 mgO₂/L.

Sutherland (1969) encontrou concentração de sólidos totais para lodos, variando de 1.500 a 19.000 mg/L. Amostras de lodo contendo 1% de sólidos totais apresentaram DBO variando entre 109 a 232mgO₂/L.

Portella et al. (2003) e Santos et al. (2000) estudaram a constituição química de amostras do lodo produzido por estações de tratamento de água localizadas nos Estados do Paraná e Rio Grande do Sul, os resultados obtidos são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1. Elementos constituintes do lodo centrifugado da ETA – Passaúna, Curitiba, PR e lodo proveniente do decantador da ETA do Município de São Leopoldo, RS

Elementos	ETA – Passaúna (%)	ETA - São Leopoldo (%)
SiO ₂	14,10	34,80
Al ₂ O ₃	23,62	22,30
TiO ₂	0,35	0,94
Fe ₂ O ₃	8,39	6,60
MgO	0,15	0,69
CaO	0,33	0,40
Na ₂ O	< 0,02	0,23
K ₂ O	0,11	0,57
P ₂ O ₅	0,34	--

Fonte: PORTELLA et al., 2003 e SANTOS et al., 2000.

2.6.3. Toxicidade do lodo de estações de tratamento de água

Cordeiro e Campos (1999), salientam a falta de conhecimento sobre a toxicidade do alumínio. Segundo Silva et al. (2000), são necessárias pesquisas complementares para que se acumule conhecimento detalhado sobre as interações e influências do alumínio no meio ambiente e sobre os organismos vivos.

Barbosa et al. (2000), consideram que existem poucos trabalhos que abordem a toxicidade dos lodos de estações de tratamento de água, embora existam resultados que apontam para efeitos deletérios, diretos ou indiretos do alumínio à vida aquática.

A toxicidade e bioacumulação do alumínio nos organismos aquáticos dependem da especiação desse elemento na água, influenciada pelo pH, temperatura, ligação com compostos orgânicos e pela duração da exposição. Estes fatores tornam extremamente difícil avaliar o risco do alumínio à integridade ecológica, porque a toxicidade varia com a forma molecular e sua concentração (WREN; STEPHENSON, 1991 apud BARBOSA et al., 2000).

Barbosa et al (2000), estudaram a toxicidade de lodos provenientes de duas ETAs no Estado de São Paulo, à *Daphnia similis*. Uma localizada no município de Araraquara, que utiliza cloreto férrico como coagulante, outra, no município de São Carlos, utilizando o sulfato de alumínio.

Em geral, os lodos das duas ETAs não causaram toxicidade aguda aos organismos teste, verificando-se apenas indícios de toxicidade. O lodo da ETA que utiliza cloreto férrico causou toxicidade crônica, evidenciada por meio de baixa produção de neonatas e alta taxa de mortalidade, enquanto o lodo da ETA que utiliza sulfato de alumínio, causou toxicidade crônica evidenciada apenas em relação à produção de neonatas.

Conclui-se, portanto, que a disposição “in natura” dos efluentes das ETAs estudadas prejudica a biota aquática, comprometendo a qualidade da água e do sedimento dos corpos receptores (BARBOSA et al., 2000).

O alumínio é um elemento tóxico quando disposto em solos ácidos. Sob estas condições ocorre considerável solubilização do alumínio, e em pH extremos, de solos com ácidos livres, pode ocorrer também considerável solubilização de ferro. Esses metais são tóxicos para as plantas se absorvidos em quantidades elevadas (RAIJ, 1991).

Os problemas com a toxidez do alumínio geralmente iniciam-se quando este se encontra na forma trocável, isto é, se a quantidade do elemento adsorvido no complexo coloidal do solo for superior a 40% dos cátions existentes na CTC (capacidade de troca catiônica).

Nestas condições pode ocorrer a plasmólise: desidratação e encolhimento do plasma nas células radiculares, impossibilitando, assim, a absorção de água e nutrientes. Nesses casos, faz-se necessário o estabelecimento de uma proporção conveniente entre íons de hidratação, como potássio e sódio e íons de desidratação como cálcio e alumínio, a fim de estabelecer o equilíbrio e a hidratação exata do plasma celular (PRIMAVESI, 1985).

A proporção de alumínio trocável altera-se em relação ao pH do meio, aumentando abaixo de 5,5 ou acima de 9,0. Atinge-se o valor máximo de alumínio trocável em pH 4,1, abaixo deste, o alumínio trocável geralmente precipita diminuindo novamente sua quantidade (PRIMAVESI, 1985).

Os óxidos de ferro e alumínio sob condições ácidas apresentam grande afinidade de ligação com o fósforo presente no solo, cujo produto de reação são os fosfatos de ferro e alumínio, assim indisponibilizando as formas assimiláveis (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}) para as plantas (RAIJ, 1991; REALI, 1999; TSUTIYA; HIRATA, 2001).

Wood (1986) apud Myrold e Nason (1992), sumariza os efeitos da toxicidade do alumínio em bactérias do gênero *Rhizobium*. Concentrações de alumínio inferiores a $50\mu\text{M}$ apresentaram-se inibitórias para o crescimento destes organismos em cultura pura, entretanto o modo de ação direta da toxicidade do alumínio não é conhecido.

2.6.4. Métodos de desidratação de lodos de estações de tratamento de água

O lodo gerado pela lavagem dos decantadores ou pelos mecanismos de remoção contínua é um material com alto conteúdo de água, sendo necessária a diminuição do teor de umidade deste resíduo, a fim de minimizar o custo do tratamento e disposição final dos sólidos.

A redução do volume dos lodos de coagulação não diminui somente o problema da disposição do resíduo, em muitos casos, o sobrenadante pode ser utilizado para complementar a fonte de água bruta a ser tratada. O método mais simples para concentração do lodo é o processo de decantação. Testes de decantação com estes lodos indicam que eles podem atingir de 0,5 a 1,0 % de concentração de sólidos (AWWA, 1969a).

O adensamento do lodo representa uma importante etapa no tratamento desse resíduo. A diferença entre 0,5% e 1% de sólidos secos representa uma diminuição de 50% do volume inicial. Melhores métodos de adensamento de lodos de coagulação, podem tornar os processos de desidratação e disposição final mais econômicos (AWWA, 1969a).

Após a etapa de adensamento o lodo necessita ser submetido a um processo de desidratação. Concentração de sólidos em torno de 18 a 20% é considerado necessária, se o material for movimentado com equipamento mecânico e transportado para uma área de disposição (AWWA, 1969a).

Os métodos de desidratação utilizados no tratamento de lodos de estações de tratamento de água, compreendem métodos mecânicos e não mecânicos. Métodos não mecânicos de desidratação são geralmente mais indicados para estações de tratamento de água de pequeno porte (AWWA, 1978b).

Entre os métodos comumente utilizados para melhorar as condições dos lodos para disposição final, podem ser citados: a desidratação natural em lagoas e leitos de secagem, a desidratação mecânica em centrífugas, filtros a vácuo, filtros-prensa de placas ou esteiras (BIDONE et al., 2001).

Knocke e Wakeland (1983), estudando características de desidratação mecânica para lodos de ETA, obtiveram taxas de desidratação muito melhores para o sistema de filtros prensa, quando comparado com a filtração a vácuo, sob a mesma aplicação de pressão.

Segundo os resultados obtidos por Sutherland (1969), a centrifugação não produziu um lodo suficientemente concentrado para a disposição em aterros, e a filtração a vácuo foi eficaz quando utilizada em lodo previamente adensado.

Onde a desidratação mecânica é necessária, filtros prensa são a solução mais segura (AWWA, 1978a; YOUNG, 1968).

Processos de secagem não mecânica incluem métodos gravitacionais como: lagoas para a retenção e adensamento do lodo e desidratação em leitos de secagem (AWWA, 1978b).

Entre os métodos de tratamento estudados por Neubauer (1968), disposição em lagoas de secagem e centrifugação não forneceram concentração de sólidos aceitáveis. Leitos de secagem em escala piloto demonstraram que este método pode produzir um conteúdo de sólidos suspensos maior que 20 por cento em aproximadamente 100 horas, com 97% de retenção de sólidos. O filtrado deste processo poderia ser recirculado na estação de tratamento de água.

A seguir, serão descritos os dois processos de secagem não mecânica mais utilizados na desidratação dos lodos de ETA. Esses processos representam metodologias acessíveis, em virtude da facilidade de operação e baixo custo de implementação, quando comparado com métodos mecânicos.

2.6.4.1. Lagoas de secagem

O método de tratamento mais comumente utilizado em ETAs para o tratamento dos lodos é a disposição em lagoas de secagem. Em locais onde terrenos próximos são disponíveis a custos razoáveis, a disposição em lagoas pode ser relativamente econômica (AWWA, 1969a).

Lagoas de secagem geralmente são construídas apenas pelo fechamento de uma superfície de terra por diques ou por escavação da área. O lodo é adicionado de forma contínua ou intermitente, até que a lagoa esteja cheia, sendo posteriormente abandonada ou realizada a remoção dos sólidos (AWWA, 1969c).

Quando a disposição do lodo é realizada de forma descontínua, é necessário remover todo o sobrenadante, a fim de se obter melhores resultados no tempo disponível para a secagem. Enquanto o lodo seca, rachaduras tão profundas quanto a camada de lodo depositada irão formar-se em todas as direções; os blocos de lodo cercados pelas rachaduras se tornarão menores e as rachaduras mais largas enquanto a desidratação ocorre (AWWA, 1953).

Enquanto os custos operacionais das lagoas de secagem são baixos, fatores como o clima, disposição intermitente ou contínua, percentagem de sólidos no lodo e, a disponibilidade de uma ou mais lagoas alternativas, influenciam o tamanho da área necessária. Em geral ao menos duas lagoas são necessárias (AWWA, 1969b).

O processo de desidratação envolve a evaporação na superfície do lodo, dependendo da profundidade da lagoa, a camada inferior de lodo pode nunca secar completamente. Os resultados podem variar amplamente dependendo da localização e época do ano (YOUNG, 1968).

O resultado final da desidratação ou o tempo necessário para que ela ocorra, será afetado pela umidade e temperatura do ar, ocorrência de ventos, e natureza do solo sob a lagoa (AWWA, 1953).

O principal problema encontrado em muitas lagoas de secagem é o fato do lodo não ser suficientemente desidratado até uma concentração de sólidos que permita sua remoção para um aterro (AWWA, 1969a).

A remoção do lodo pode ser realizada por dragas ou escavadeiras. O lodo deve ser acumulado em montes, e assim permanecer para um período de secagem ao ar (evaporação), antes da remoção e transporte para disposição final (AWWA, 1969c).

Geralmente, o conteúdo de sólidos obtidos pela disposição de lodos de coagulação em lagoas de secagem pode atingir de 10 a 15% de sólidos totais. A remoção de água ocorre por meio da sedimentação e evaporação, com pequena contribuição da drenagem (AWWA, 1969c).

De maneira geral a disposição em lagoas de secagem pode ser considerado um processo ineficiente, não representando um método de disposição final, sendo adequada para o adensamento, desidratação e acúmulo temporário (AWWA, 1969c).

2.6.4.2. Leitos de secagem

Em regiões onde as condições climáticas mostram-se favoráveis e há disponibilidade de área física, a utilização de leitos de secagem pode diminuir impactos ambientais, bem como o volume dos despejos da lavagem dos decantadores, possibilitando a reciclagem do sobrenadante na unidade de mistura rápida, minimizando as perdas (CORDEIRO, 1999).

Os leitos de secagem são constituídos por tanques rasos. O sistema é composto por duas ou três camadas de areia com granulometria diferente e cerca de 30 cm de espessura, britas graduadas de 1/8" a 1/4" com 15 a 30 cm de espessura e sistema drenante, constituído por tubos perfurados de 150 ou 200 mm de diâmetro (CORDEIRO, 1999).

A água passa por gravidade através da torta de lodo e da camada de areia, sendo coletada pela tubulação do sistema de drenagem a baixo. As taxas de drenagem para os lodos dependem da resistência específica e da profundidade em que foram dispostos (NOVAK; LANGFORD, 1977).

Preferencialmente a adição do lodo deve ser realizada até um volume que permita a formação de uma estrutura repleta de rachaduras, estendendo-se até atingir a interface lodo-areia durante a desidratação, criando uma maior superfície de exposição, acelerando a evaporação da água e proporcionando tortas mais sólidas (AWWA, 1969c).

A desidratação de lodos em leitos de secagem é um passo intermediário à disposição final. Os sólidos podem ser utilizados em aterros, se misturados com areia, ou serem misturados juntamente com os resíduos sólidos nos aterros sanitários (REH, 1980).

A remoção mecânica do lodo desidratado pode ser utilizada, entretanto, este processo pode resultar na perda de parte da camada de areia, aumentando os custos operacionais em virtude da necessidade de reposição (AWWA, 1969a).

Os resultados obtidos pela disposição do lodo em leitos de secagem são similares aos obtidos para a secagem de lodos de esgoto (AWWA, 1978b).

Os leitos de secagem são capazes de produzir concentrações de sólidos de 20% ou mais. Esta concentração de sólidos permite manuseio adequado quando o objetivo é a disposição do lodo no solo, representando um método econômico em locais onde existem áreas disponíveis e relativamente de baixo custo (ALBRECHT, 1972).

Neubauer (1968), considerou os leitos de secagem mais econômicos que outros métodos empregados para a desidratação dos lodos de ETA, recomendando estes sobre todos os outros métodos de desidratação, quando o objetivo é a disposição final em aterros.

Entretanto, em locais com elevada precipitação e umidade relativa do ar, as taxas de evaporação serão muito menores, resultando em um tempo de secagem mais longo. A velocidade do vento e a direção predominante das correntes de ar são decisivas no tempo de secagem (CORDEIRO, 1999).

Assim, fatores como a lenta desidratação do lodo em climas frios ou chuvosos, custo da remoção do lodo seco e transporte para o local de disposição final, podem tornar esse método indesejável (NEUBAUER, 1968).

A seguir, nas Figuras 1 a 4 são apresentadas representações esquemáticas dos métodos mais comumente utilizados para a desidratação dos lodos de ETA.



Figura 1. Disposição de lodo em cursos d'água.

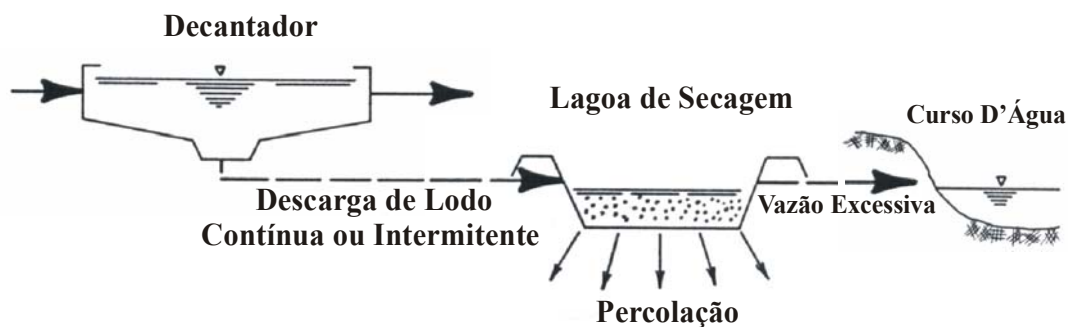


Figura 2. Disposição de lodo em lagoas de secagem.

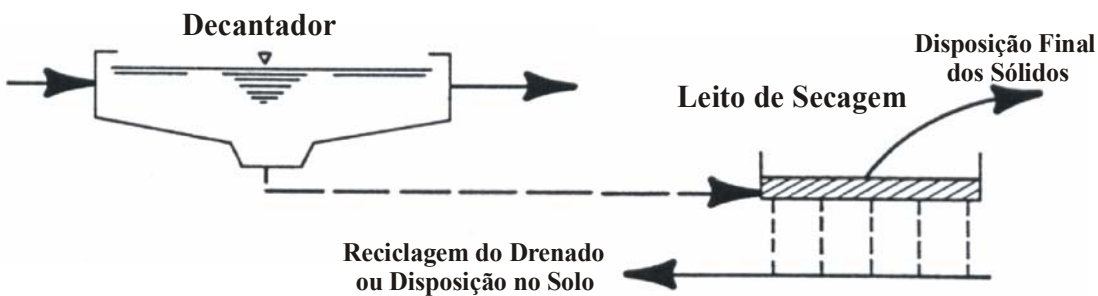


Figura 3. Disposição de lodo em leitos de secagem

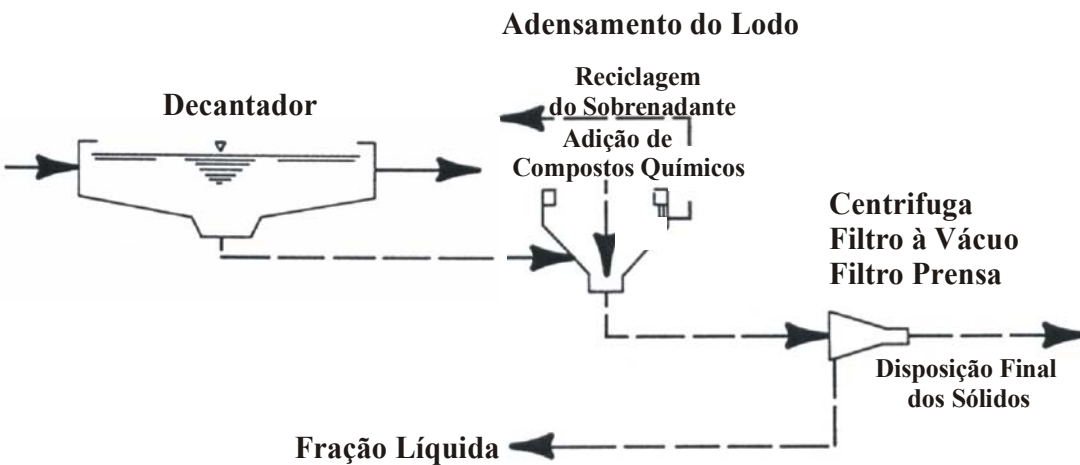


Figura 4. Desidratação Mecânica de Lodo

Adaptado de: Reh, 1980

2.6.5. Disposição final

Um dos aspectos mais difíceis do gerenciamento do lodo em estações de tratamento de água tem sido a disposição final dos sólidos (AWWA, 1978b).

O conhecimento da natureza química destes resíduos é necessário, antes de sua disposição final, a fim de assegurar que estes sejam dispostos em áreas com as quais são compatíveis (AWWA, 1969a).

Reali (1999), afirma que existem várias alternativas de disposição final a serem adotadas para os lodos de ETA, no entanto, dependem de viabilidade técnica, econômica e ambiental.

Entre as alternativas normalmente utilizadas, inclui-se: lançamento em cursos de água; disposição no solo; aterro sanitário; incineração; fabricação de cimento e tijolos, cultivo de grama comercial, compostagem, produção de solo comercial, aplicação em plantações de cítricos, e ainda, utilização em indústrias cerâmicas, como material para a estabilização de estradas ou ser lançado em redes coletoras de esgotos (TSUTIYA; HIRATA, 2001; AWWA, 1978a).

2.6.5.1. Disposição em aterros

Após a desidratação, geralmente os lodos de estações de tratamento de água são dispostos em um aterro municipal de resíduos ou em um aterro exclusivo. As operações do aterro devem incluir proteção adequada contra a contaminação de águas superficiais e subterrâneas pelo lixiviado (AWWA, 1978b).

As características do lixiviado devem ser estudadas para o conhecimento de seu potencial de contaminação. A mistura do lodo com resíduos sólidos municipais, assim como, diferentes métodos de aterramento, devem ser estudados (AWWA, 1978b).

Para possibilitar a disposição em aterros recomenda-se que o lodo não contenha água livre, definida como o líquido que irá drenar livremente por gravidade do material sólido (AWWA, 1978a). A partir de avaliações de amostras de lodo em várias concentrações de sólidos totais, Neubauer (1968), concluiu que seria necessário um lodo contendo aproximadamente 20 por cento ou mais de sólidos totais para o manuseio e disposição final em aterros.

A torta de lodo devidamente desidratada, misturada à areia ou ao próprio solo, pode ser um material adequado para a cobertura diária em aterros sanitários (AWWA, 1978b).

A disposição do lodo de ETA em aterro sanitário, pode resultar na solubilização de parte dos metais contidos no lodo. Os aterros sanitários são sistemas anaeróbios operando na fase ácida da fermentação, produzindo um lixiviado de pH entre 5,5 e 7,0 (AWWA, 1978b).

Em 1975 um estudo para a *Monroe County Water Authority* no estado de Nova York, avaliou por meio de lisímetros as características do lixiviado resultante da disposição de lodo desidratado, proveniente da coagulação com sulfato de alumínio, no solo (AWWA, 1978b).

Sendo encontrado nesse estudo que, a concentração de alumínio no lixiviado é dependente do pH. Entre pH 5 e 8,5, hidróxido de alumínio é um precipitado relativamente estável, a cima ou a baixo desta faixa de pH o alumínio é solúvel em vários complexos. Os dados obtidos no estudo por lisímetros indicam que o aterramento do lodo desidratado é possível, em aterros especiais onde apenas lodo desidratado é depositado ou, num aterro sanitário em combinação com outros resíduos (AWWA, 1978b).

2.6.5.2. Produção de cimento

Na produção do cimento, os lodos de ETA substituem em certa proporção as matérias-primas. Os principais componentes do cimento são: CaO, SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃, os quais também podem ser encontrados nos lodos de ETA. (RICHTER, 2001).

O lodo deve ser introduzido na fase de pré homogeneização das matérias primas. O teor de sólidos necessário para esta aplicação é de no mínimo 50% (TSUTIYA; HIRATA, 2001).

Sales e Cordeiro (2001), Estudaram a viabilidade da utilização conjunta de material reciclado de entulho de concreto e lodo proveniente das ETAs das cidades de São Carlos, Araraquara e Rio Claro, no Estado de São Paulo.

Os resíduos de concreto foram moídos e separados em frações similares às faixas granulométricas de um agregado natural utilizado como referência. Para o agregado fino, utilizou-se areia de rio classificada como média, e para o agregado graúdo, brita nº1.

Como referência foi utilizada argamassa constituída por agregado natural (areia e brita nº1) sem adição de lodo, de maneira a possibilitar comparações posteriores em relação à resistência mecânica e absorção de água, parâmetros importantes para verificar o desempenho estrutural e durabilidade.

Em termos de resistência mecânica, a adição de 3% de lodo em relação ao agregado fino natural possibilita a obtenção de concretos com características mecânicas similares às do concreto usual.

O concreto com adição de 3% de lodo apresentou um pequeno aumento na absorção de água, em relação aos valores obtidos com o concreto referência utilizando agregados naturais. Porém, esse nível de absorção está dentro dos níveis de tolerância recomendados para concretos sem finalidade estrutural.

A imobilização de resíduos sólidos de ETAs em matrizes de argamassa e concreto, em conjunto com agregados reciclados de entulho, pode ser viável em diversas aplicações na construção civil.

Entre as aplicações dos concretos e argamassas com adição de lodo que podem ser utilizadas na construção civil, é possível citar: produção de contrapisos, produção de argamassas para assentamento de componentes e confecção de blocos de concreto não estrutural. Outras aplicações que não exijam resistências elevadas também podem ser indicadas, como guias, sarjetas e componentes de drenagem, entre outros elementos de infra-estrutura urbana (SALES; CORDEIRO, 2001).

Hoppen et al. (2003), realizaram a caracterização do lodo de ETA e produziram matrizes de concreto com dosagem de 3% de lodo de ETA, comparado a um concreto referência, sem a adição de resíduo.

A análise dos dados permitiu concluir que a mistura de 3% de lodo pode ser usada em aplicações normais, ou seja, em situações que vão desde a fabricação de artefatos e estruturas pré-moldadas até construção de pavimento em concreto, sendo necessário a realização de ensaios específicos para avaliar a resistência do material (HOPPEN et al., 2003).

Desta forma a adição de lodo na matriz de concreto foi viável tecnicamente, representando um procedimento ambientalmente correto, uma vez que reduziu a quantidade deste resíduo a ser disposto no ambiente.

2.6.5.3. Disposição em estações de tratamento de esgotos

Dependendo da quantidade de resíduos líquidos gerados, estes poderão ser lançados diretamente na rede coletora de esgotos, desde que a rede seja capaz de atender tal incremento de vazão (Di BERNARDO et al., 1999).

A toxicidade do lodo ao sistema biológico de tratamento, bem como as conseqüências dessa descarga à qualidade e a produção dos lodos de ETE, devem ser avaliadas para evitar qualquer efeito não desejado ao sistema de tratamento de esgotos. Efeitos positivos para o tratamento tais como controle de H₂S, aumento da eficiência dos decantadores primários e da remoção de fósforo, são normalmente observados (TSUTIYA; HIRATA, 2001).

O lodo de ETA lançado no sistema de esgoto não irá afetar a atividade biológica das ETEs operando sistemas de lodos ativados. Se o lodo de ETA é lançado para a rede coletora de esgoto na taxa em que é produzido, as evidências indicam que não haverá prejuízo no processo biológico desempenhado pela ETE (AWWA, 1969a).

Disposição de resíduos do tratamento de água para o esgoto deve ser considerado como um passo intermediário, deixando a disposição final dos sólidos nas mãos do sistema de tratamento de esgotos (AWWA, 1969c).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Material

3.1.1. Material de estudo proveniente das estações de tratamento de água

Foram selecionadas duas Estações de Tratamento de Água (ETA) para a realização da coleta do lodo proveniente das unidades de decantação, Estação de Tratamento de Água – ETA II, localizada no município de Rio Claro e Estação de Tratamento de Água – Capim Fino, localizada no município de Piracicaba. A captação dessas ETAs é realizada no rio Corumbataí, um rio classe 2, segundo os parâmetros de qualidade determinados pelo Decreto Estadual 10.755 (SÃO PAULO, 1977).

3.1.2. Material proveniente do aterro sanitário do município de Rio Claro

No aterro sanitário do município de Rio Claro foi realizada a coleta de amostras do solo utilizado na cobertura diária das células do aterro e, amostras do líquido percolado, o *chorume*. Esses dois materiais foram empregados na execução do ensaio de biodegradação do lodo de ETA.

Durante as operações do aterro sanitário, novas células são escavadas para a disposição dos resíduos sólidos urbanos. O solo retirado, é acumulado em pilhas e posteriormente utilizado na cobertura diária das células (FIGURA 5), após a compactação do lixo.

A coleta do solo foi realizada diretamente desta pilha. Posteriormente o solo foi acondicionado em bandejas, permanecendo ao ar livre para secagem. Em seguida foi realizada a desagregação dos torrões de solo, sendo o material peneirado em malha 2,0 mm e armazenado em saco plástico.

O aterro sanitário possui um sistema de tratamento do líquido percolado, composto por um poço de captação e duas lagoas de estabilização (FIGURAS 6 e 7). O *chorume* acumulado no poço é bombeado para as lagoas, nelas permanecendo por determinado período, a fim de proporcionar atenuação da carga orgânica presente. O material acumulado nas lagoas é, então, novamente bombeado para recircular no aterro.

A coleta do *chorume* foi realizada durante seu bombeamento do poço para as lagoas, sendo acondicionado em frasco plástico e armazenado sob refrigeração (4°C).



Figura 5. Pilha de solo utilizado na cobertura diária das células do Aterro Sanitário do município de Rio Claro, SP.



Figura 6. Poço de captação do líquido percolado no Aterro Sanitário do Município de Rio Claro, SP.



Figura 7. Lagoas de estabilização do líquido percolado no Aterro Sanitário do município de Rio Claro, SP.

3.1.3. Equipamentos e reagentes

- Medidor de condutividade modelo TECNOPON CA150;
- Medidor eletrônico de pH modelo DMPH – 2 Digimed;
- Medidor eletrônico de oxigênio dissolvido modelo DM4 Digimed;
- Agitador com haste vertical modelo MA039 Marconi;
- Bomba de ar comprimido;
- Câmara Incubadora de DBO modelo 347CD Fanem;
- Balança com precisão de $\pm 0,01\text{g}$ modelo AS2000C Marte;
- Peneira com abertura de 2,0 mm;
- Estufa 105°C modelo 315SE Fanem;
- Mufla 600°C Quimis;
- Filtros 0,45 μm ;
- Funil de Büchner;
- Ácido sulfúrico concentrado, contendo Sulfato de prata (AgSO_4);
- Solução de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), 0,25N;
- Indicador de ferroin;
- Solução de sulfato ferroso amoniacal $\text{FeSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 0,25N;
- Solução de ácido acético 0,5N;
- Solução tampão de fosfato;
- Solução de sulfato de magnésio;
- Solução de cloreto de cálcio;
- Solução de cloreto férrico;
- Placas de Petri;
- Solução salina 0,85%;
- Meio de cultura *Plate Count Agar* (PCA);
- Tubos de Ensaio;
- Pipetas 1,0 e 2,0 mL.

3.2. Métodos

3.2.1. Método de coleta do lodo de estação de tratamento de água

3.2.1.1. Estação de tratamento de água – ETA II

A coleta do lodo proveniente da estação de tratamento de água ETA II, do município de Rio Claro, ocorreu em 16 de abril de 2003, na ocasião foram coletados aproximadamente 60 Litros do material, em galões plásticos.

O lodo havia sido retirado do decantador no dia anterior a coleta. A limpeza dos decantadores nesta ETA é realizada por meio de jatos de água sob pressão, sendo o resíduo drenado para lagoas de secagem.

Para a realização da coleta foi utilizada uma mangueira, como um sifão. Esta foi posicionada em diferentes pontos, a fim de se obter uma amostra mais representativa da área da lagoa.

Na lagoa de secagem, o lodo apresentava um gradual aumento na concentração de sólidos, evidenciado pela maior viscosidade do material, em relação à profundidade da lagoa que se tentava atingir com a mangueira durante a coleta.

3.2.1.2. Estação de tratamento de água – Capim Fino

A coleta do lodo proveniente da estação de tratamento de água Capim Fino, do município de Piracicaba, foi realizada em 12 de fevereiro e 5 de março de 2004, sendo coletado ao total, aproximadamente 120 Litros do material, em galões plásticos.

Para efetuar a retirada do material, foi utilizado o sistema de remoção automático de lodo, instalado nos decantadores da ETA Capim Fino. O lodo foi coletado diretamente do canal de descarte do lodo.

3.2.2. Determinação de parâmetros do lodo em estado bruto

Após a coleta do material, foram avaliados alguns parâmetros do lodo. A realização dessas análises seguiu as metodologias descritas por Silva (1977).

- Concentração dos Sólidos:
 - Sólidos Totais;
 - Sólidos Totais Fixos;
 - Sólidos Totais Voláteis;
 - Sólidos Sedimentáveis.
- Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO).
- Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).
- Determinação do pH e Condutividade.

A determinação desses parâmetros permite avaliar alguns efeitos negativos do lançamento do lodo em cursos d'água, em relação a possíveis efeitos da deposição excessiva de sólidos e partículas em suspensão ou altos níveis de carga orgânica, ocasionando alta demanda do oxigênio dissolvido na água.

3.2.3. Desidratação do lodo

Para avaliar as características da fração sólida do lodo, parte do material amostrado foi submetida a um processo de secagem.

Neste processo o lodo contido em galões plásticos era agitado, sendo despejado um pequeno volume de lodo em bandejas, mantidas em estufa a 45 °C. Por esse procedimento, uma fina camada de lodo seco era obtida, facilitando a trituração do material para sua adequação às exigências da metodologia, quanto ao tamanho das partículas.

O material seco foi utilizado para a execução das análises referentes à composição granulométrica, macronutrientes, micronutrientes e carbono orgânico total (COT), realizadas pelo Instituto Campineiro de Análise de Solo e Adubo – ICASA – S/C LTDA, e dos ensaios preconizados pela norma técnica NBR 10.004 (ABNT, 2004a) para a caracterização de resíduos e determinação da biodegradação de resíduos, de acordo com a norma técnica L6.350 (CETESB, 1990).

3.2.4. Ensaios para caracterização do lodo

3.2.4.1. Ensaio de lixiviação do lodo desidratado

O ensaio de lixiviação do lodo seguiu as recomendações da norma técnica NBR 10.005. (ABNT, 2004b). O ensaio consiste em manter uma determinada massa de resíduo em contato com água desionizada, sob condições controladas de pH e agitação constante.

Para execução deste ensaio, pesou-se 100 gramas de amostra seca do lodo à qual adicionou-se água desionizada na proporção de 16:1. Essa mistura foi submetida à agitação. Após o início do processo, o pH foi ajustado, sendo corrigido para $5,0 \pm 0,2$ mediante adição de ácido acético 0,5 N.

Neste ensaio o ácido acético é utilizado para simular as condições inadequadas mais comuns de disposição, onde resíduos são dispostos juntamente com resíduos orgânicos domiciliares, em lixões.

O pH foi medido em três intervalos de tempo. O primeiro após 15 min do início da agitação, o segundo após 30 min e o terceiro após 60 min, contados a partir do final da etapa anterior. Quando houve variação do pH em qualquer dos intervalos, este foi corrigido para $5,0 \pm 0,2$ e a respectiva etapa foi repetida até que a variação do pH fosse inferior ou igual a 0,5 unidades.

A norma técnica recomenda que a quantidade máxima de ácido utilizada durante a operação, deve ser de 4,0 mL por grama do material sólido da amostra, mesmo que as condições de pH não sejam atingidas.

Após a correção inicial do pH, a mistura foi agitada por um período de 24hs.

Terminada a agitação, adicionou-se uma quantidade "m₁" de água desionizada calculada pela expressão:

$$m_1 = 4m - m_2$$

Onde:

m₁ - massa de água desionizada, em g

m - massa de amostra submetida ao ensaio, em g

m₂ - massa de ácido acético 0,5 N adicionado, em g

Após a adição da água desionizada, a fase líquida da mistura foi separada da fase sólida através de equipamento de filtração que permitia a separação de todas as partículas de diâmetro igual ou superior a 0,45µm.

Foram removidas a fase sólida e o meio filtrante e sem secar, o conjunto foi pesado. A massa sólida de resíduo foi então calculada pela diferença entre a massa determinada nesta etapa e a massa dos filtros.

Sendo a massa sólida de resíduo obtida superior 0,5% da massa inicial, o teor de sólidos suspensos (Ss) foi determinado obedecendo ao seguinte procedimento:

- secar o conjunto a 80 °C até a obtenção de duas pesagens sucessivas iguais;
- calcular a porcentagem de sólidos suspensos pela fórmula:

$$Ss = \frac{mrf - mf}{mir} \times 100$$

Onde:

Ss - porcentagem de sólidos suspensos

mrf - massa seca do conjunto filtro mais resíduo, em g

mf - tara do filtro, em g

mir - massa inicial do resíduo, em g

O extrato lixiviado obtido ao final do ensaio foi analisado quanto à concentração de alguns elementos constituintes que apresentam concentração limitada, devendo enquadrar-se nos limites estabelecidos pelo Anexo F “Concentração – Limite máximo no extrato obtido no teste de lixiviação” da NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

3.2.4.2. Solubilização do lodo desidratado

Para promover o ensaio de solubilização do resíduo, empregou-se a norma técnica NBR 10.006 “Solubilização de resíduos – Procedimento” (ABNT, 2004c).

Foram pesados 250 gramas de lodo seco e adicionados a um béquer contendo 1.000 mL de água desionizada, sendo o material submetido a agitação em baixa velocidade, por cinco minutos.

Após esse período o recipiente foi vedado com filme de PVC, e assim permanecendo por um período de 7 dias à temperatura ambiente. O material foi submetido à filtração em membrana de 0,45 μ m de porosidade e a fração líquida conservada para análise.

O extrato solubilizado obtido ao final do processo foi analisado quanto à concentração de alguns dos elementos constituintes, sendo que os mesmos deverão enquadrar-se nos limites estabelecidos pelo Anexo G “Padrões para o teste de solubilização” da NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

3.2.5. Ensaio de biodegradação do lodo

3.2.5.1. Considerações gerais

O ensaio de biodegradação do lodo foi realizado segundo a norma técnica L6.350 “Solos – Determinação da Biodegradação de Resíduos: método respirométrico de Bartha” (CETESB, 1990).

A respiração da comunidade microbiana do solo tem sido utilizada como indicador de atividade biológica em seu perfil. Esta metodologia constitui numa ferramenta importante para avaliar o potencial de biodegradação de compostos orgânicos dispostos no solo.

O respirômetro de Bartha e Pramer (1965) é um sistema fechado, constituído de duas câmaras interligadas, onde ocorrem a biodegradação do resíduo e a remoção do CO₂ produzido durante o processo (FIGURA 8).

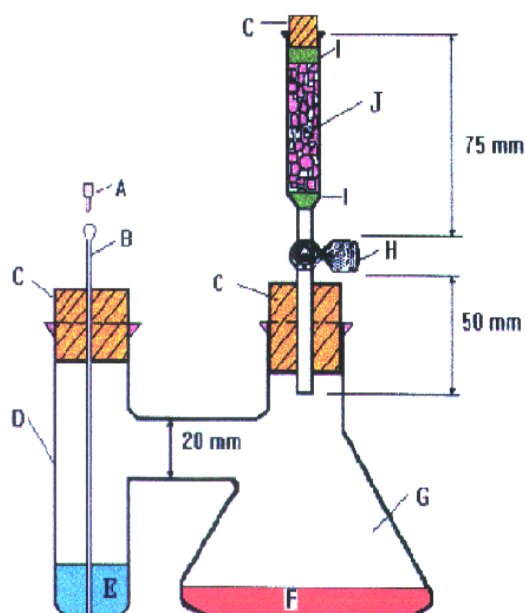


Figura 8: Esquema representativo do Respirômetro de Bartha (CETESB, 1990). A: Tampa da cânula. B: Cânula (diâmetro entre 1 e 2 mm). C: Rolha de borracha. D: Braço lateral (diâmetro ~ 40mm; altura ~ 100 mm). E: Solução de KOH. F: Solo. G: Frasco *Erlenmeyer* (250 mL). H: Válvula. I: Suporte (lã de vidro ou algodão). J: Filtro de cal sodada (diâmetro ~ 15mm; altura ~ 40 mm).

Considera-se que há uma correlação entre a produção de CO₂ e a biodegradação da matéria orgânica no solo. O conhecimento da quantidade de CO₂ produzido por um resíduo disposto no solo permite determinar a eficiência de sua degradação, tornando possível determinar o tempo de estabilização do resíduo em diferentes taxas de aplicação, a relação solo/resíduo mais adequada para determinados tipos de solo, e ainda, verificar a possibilidade de detecção de agentes tóxicos que inibem a população microbiana.

Nos respirômetros o CO₂ é absorvido pela solução de KOH (0,2 N) adicionada em seu interior. A titulação do KOH depois de transcorrido determinado período de incubação permite o cálculo da quantidade de CO₂ gerado no processo, durante o período de tempo considerado.

A determinação do intervalo de tempo entre as titulações do KOH deve ser realizada a fim de evitar que o pH da solução de KOH atinja valores baixos. A incorporação de CO₂ ao KOH faz o pH dessa solução baixar, podendo ultrapassar o ponto de viragem da fenolftaleína, assim impossibilitando a titulação da amostra.

3.2.5.2. Procedimentos para a montagem dos tratamentos testados no ensaio de biodegradação do lodo de ETA

Para a execução do ensaio de biodegradação do lodo, determinou-se a capacidade de campo do solo proveniente do aterro sanitário, de acordo com as recomendações da norma L6.350 (CETESB, 1990).

A umidade inicial do solo foi determinada, e corrigida para 60 % da capacidade de campo do solo. A correção da umidade foi realizada mediante a adição do *chorume* coletado no aterro sanitário.

A adição do *chorume* para a correção da umidade inicial do solo, foi realizada com objetivo de aproximar-se de condições a que o lodo estaria submetido, caso fosse disposto em aterro sanitário, possibilitando verificar a degradação do lodo mediante a atividade dos microrganismos adaptados a este ambiente.

Para a montagem dos respirômetros foram preparadas as misturas de solo e lodo de ETA, em recipientes individuais. Em cada recipiente foi adicionada a devida proporção de solo e lodo dos tratamentos testados, e realizada a adição do *chorume*. Essas misturas foram feitas em excesso, para que após a montagem dos respirômetros restasse material para a determinação do carbono orgânico total (COT) das amostras, e contagem inicial de bactérias heterotróficas.

Foram realizados 4 tratamentos nas seguintes proporções: 30%, 50%, 70% e 100% de adição de lodo e um tratamento controle (TABELA 2), onde foi adicionado aos respirômetros apenas o solo misturado com *chorume*. Para cada tratamento foram montados cinco respirômetros, mantidos em estufa à 25°C.

TABELA 2. Tratamentos testados no ensaio de biodegradação do lodo de ETA, com diferentes proporções de solo (S) e lodo (L)

Tratamentos	Solo (g)	Lodo (g)	Chorume* (mL)
S100 (Controle)	50	---	6,0
S70/L30	35	15	6,0
S50/L50	25	25	6,0
S30/L70	15	35	6,0
L100	---	50	6,0

*No ensaio de biodegradação realizado com o lodo da ETA Capim Fino, foram adicionados 6,5 mL de *chorume* nos tratamentos, em função de uma diminuição na umidade inicial do solo utilizado.

O ensaio de biodegradação foi realizado durante 117 dias com o lodo da ETA-II e, 118 dias com o lodo proveniente da ETA-Capim Fino. Nas semanas iniciais do ensaio, foi mantido um período de incubação de 7 dias entre duas titulações consecutivas do KOH, posteriormente, este período foi ampliado, em decorrência da diminuição da taxa de produção de CO₂ nos respirômetros.

3.2.5.3. Reagentes utilizados no ensaio de biodegradação

3.2.5.3.1. Água destilada isenta de CO₂

- ferver a água destilada até a ebulição durante 30 minutos;
- resfriar em recipiente com filtro de cal sodada.

3.2.5.3.2. Solução de hidróxido de potássio (KOH 0,2 N)

- pesar 11,2 g de KOH (p.a.) e dissolver em 1.000 mL de água destilada isenta de CO₂;
- armazenar em recipiente plástico, com filtro de cal sodada;
- padronizar utilizando solução 0,2 N de ftalato ácido de potássio, com duas gotas de indicador vermelho de metila;
- calcular a normalidade do KOH por meio da fórmula:

$$N_{\text{KOH}} = \frac{10 \times 0,2}{V_2}$$

Onde:

10 - volume em mL de ftalato ácido de potássio utilizado

0,2 - normalidade do ftalato ácido de potássio

V₂ - volume em mL de KOH gasto na viragem de vermelho para amarelo

3.2.5.3.3. Solução padrão de ftalato ácido de potássio (C₆H₄COOKCOOH 0,2 N)

- secar o ftalato ácido de potássio em estufa a 110 - 120 °C por 30 minutos;
- esfriar em dessecador até temperatura ambiente;
- pesar 40,86 g de ftalato (p.a.);
- completar o volume do balão volumétrico para 1.000 mL com água destilada isenta de CO₂;
- armazenar em recipiente de vidro.

3.2.5.3.4. Solução de ácido clorídrico (HCl 0,1 N)

- transferir 8,5 mL de HCl concentrado (p.a.) para um balão volumétrico;
- completar o volume para 1.000 mL, com água destilada isenta de CO₂;
- padronizar com solução de carbonato de sódio 0,1 N, com duas gotas de vermelho de metila;
- calcular a normalidade do HCl por meio da fórmula:

$$N_{\text{HCl}} = \frac{10 \times 0,1}{V_2}$$

Onde:

10 - volume em mL de carbonato de sódio utilizado

0,1 - normalidade do carbonato de sódio

V₂ - volume em mL de HCl gasto na viragem de amarelo para vermelho

3.2.5.3.5. Solução padrão de carbonato de sódio (Na_2CO_3 0,1 N)

- secar o carbonato de sódio a 200 °C por 1 hora;
- esfriar em dessecador até temperatura ambiente;
- pesar 5,30 g de carbonato de sódio (p.a.);
- completar o volume do balão volumétrico para 1.000 mL com água destilada isenta de CO_2 .

3.2.5.3.6. Solução de cloreto de bário ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 1,0 N)

- pesar 12,2 g de cloreto de bário (p.a.);
- completar o volume do balão volumétrico para 100 mL com água destilada isenta de CO_2 .

3.2.5.3.7. Solução indicadora de vermelho de metila

- pesar 0,2 g de vermelho de metila (p.a.);
- dissolver em 60 mL de etanol;
- completar 100mL, com água destilada.

3.2.5.3.8. Solução indicadora de fenolftaleína

- pesar 0,2 g de fenolftaleína (p.a.);
- dissolver em 60 mL de etanol;
- completar 100 mL, com água destilada.

3.2.5.4. Determinação da quantidade de CO₂ produzido nos respirômetros

Para cada respirômetro, a determinação da quantidade de CO₂ produzido durante o período considerado foi realizada por meio dos seguintes procedimentos:

- retirar a rolha de borracha e abrir a válvula do filtro de cal sodada;
- remover a vedação da cânula do braço lateral do respirômetro e, com uma seringa de 10 mL, transferir a solução de KOH (0,2 N) do braço lateral para um *erlenmeyer*;
- realizar a lavagem do braço lateral do respirômetro duas vezes, com a seringa de 10 mL, utilizando a água isenta de CO₂, transferindo-a para o *erlenmeyer*;
- adicionar ao *erlenmeyer* duas gotas de fenolftaleína e 1,0 mL da solução de cloreto de bário (1 N);
- titular o conteúdo do *erlenmeyer* com HCl (0,1 N);
- mantendo a cânula do braço lateral aberta, passar uma corrente de ar comprimido com o auxílio de uma bomba de ar, tipo aquário;
- o fluxo de ar deve passar através do filtro de cal sodada (a fim de reter o CO₂ do ar), de forma a re-oxigenar o sistema, sem permitir a entrada de CO₂;
- com outra seringa de 10 mL, adicionar nova solução de KOH (0,2 N) no braço lateral do respirômetro;
- recolocar a vedação da cânula no braço lateral, fechar a válvula e recolocar a rolha de borracha no filtro de cal sodada;
- retornar os respirômetros para a incubação, até a próxima determinação;
- como base para os cálculos da próxima determinação do CO₂ incorporado ao KOH, preparar uma prova em branco, contendo:
 - 10 mL de solução de KOH (0,2 N);
 - 2 gotas de fenolftaleína;
 - 1,0 mL de solução de coreto de bário (1 N);
 - 20 mL de água isenta de CO₂;
- titular essa solução com HCl (0,1 N).

3.2.5.5. Cálculo da produção de CO₂ nos respirômetros.

O cálculo do CO₂ produzido durante o intervalo de incubação nos respirômetros, foi realizado a partir do volume de HCl empregado na titulação do KOH. Para cada respirômetro, o cálculo da produção de CO₂ foi realizado pela equação:

$$\text{CO}_2 \text{ (mg)} = (\text{A} - \text{B}) \times \frac{0,1}{\text{N}_{\text{HCl}}} \times 50 \times 0,044$$

Onde:

- A** - volume de HCl 0,1 N gasto, em mL, na titulação do branco;
- B** - volume de HCl 0,1 N gasto, em mL, na titulação da amostra;
- N_{HCl}** - normalidade do HCl determinada em 3.2.5.3.4.;
- 50** - fator para transformar equivalente em μmol de CO₂;
- 0,044** - fator para transformar μmol de CO₂ em mg de CO₂.

3.2.5.6. Produção de CO₂ devido à biodegradação

Este cálculo é efetuado subtraindo-se a quantidade de CO₂ produzido no respirômetro controle (S100%) do valor obtido no respirômetro teste.

3.2.5.7. Cálculo da quantidade de carbono biodegradado

Admitindo que 50% do carbono biodegradado se transforma em CO₂ e que os 50% remanescentes se incorporam ao solo, sob a forma de humos e biomassa, calcula-se a quantidade de carbono biodegradado pela fórmula:

$$\text{Carbono (mg)}_{\text{Biodegradado}} = 2 \times \text{CO}_2 \text{ (devido à biodegradação)}$$

3.2.5.8. Cálculo da eficiência da biodegradação

A eficiência é calculada em termos do carbono que foi biodegradado, em relação à quantidade de carbono inicialmente aplicado no solo, pela fórmula:

$$\%EB = \frac{\text{Carbono (biodegradado)}}{\text{COT (lodo)}} \times 100$$

%EB - eficiência da biodegradação;

COT - carbono orgânico total do resíduo.

3.2.5.9. Avaliação do desenvolvimento de bactérias heterotróficas durante o ensaio de biodegradação do lodo

O desenvolvimento de bactérias heterotróficas no solo controle e tratamentos testados, foi considerado como um parâmetro auxiliar a quantificação do CO₂ produzido no ensaio de biodegradação do lodo, capaz de indicar a diminuição ou aumento da população destas bactérias, em relação às crescentes taxas de aplicação do lodo, nos tratamentos, até a concentração de 100% lodo.

Para tal, realizou-se a contagem de bactérias heterotróficas no solo controle e nos tratamentos testados antes do início do ensaio de biodegradação do lodo, e depois de transcorrido o período de incubação do ensaio.

Os procedimentos adotados seguiram as recomendações da norma técnica L5.201 (CETESB, 1978).

Em *erlenmeyers* de 250 mL, contendo 90 mL de solução salina (NaCl 0,85%), previamente esterilizados em autoclave, foram adicionados 10 g das misturas dos tratamentos, preparados para o ensaio de biodegradação do lodo, como descrito em 3.2.5.2.

Os *erlenmeyers* foram agitados por 10 minutos, seguindo-se 15 minutos de repouso.

Alíquotas de 1,0 mL do sobrenadante foram retiradas dos *erlenmeyers* e adicionadas a tubos de ensaio, contendo 9,0 mL de solução salina (NaCl 0,85%) esteril, seguindo-se a série decimal de diluições.

As diluições adequadas, com contagem de unidades formadoras de colônia (UFC) entre 30 e 300 unidades, foram inoculadas em placas de petri contendo meio *Plate Count Agar* (PCA), pela técnica de *Pour Plate*.

Meio *Plate Count Agar* (DIFCO MANUAL, 1984).

- Triptona	5,0 g
- Extrato de Levedura	2,5 g
- Glicose	1,0 g
- Água Destilada	1.000 mL
- Agar	15,0 g
- pH	7,0 ± 0,2 a 25°C

Todas as inoculações foram realizadas em duplicata e, após a solidificação do meio, as placas foram incubadas a 32°C por 48 horas, sendo utilizado como resultado de uma determinada diluição, a média aritmética da contagem das duas placas de petri.

4. RESULTADOS

4.1. Descrição das estações de tratamento de água estudadas

4.1.1. Estação de tratamento de água – ETA II

Situada na estrada Rio Claro – Ajapi, Km 8,5. Atende 60% da população da cidade de Rio Claro e o distrito de Ajapi, tratando 405 L/s de água.

No início do tratamento a água captada é bombeada para uma câmara de mistura rápida, onde a água bruta recebe a adição de cal hidratada e cloreto férrico como agente coagulante (FIGURA 9).

A taxa de aplicação do cloreto férrico é alterada de acordo com as condições da água bruta captada, sendo, no período de estiagem, quando a água apresenta menores valores de cor e turbidez, aplicada a concentração de 20 ppm e durante o período chuvoso, aplicada a concentração de 70 ppm de cloreto férrico.

Na câmara de mistura rápida desembocam duas tubulações, uma responsável pelo reciclo da água de lavagem dos filtros, que é bombeada de uma lagoa construída em alvenaria, retornando para o ponto inicial do tratamento, a outra, constitui um ponto para coleta de amostras de água tratada, utilizado para monitorar o processo.

A água é então conduzida aos floculadores, oito no total, e daí para as duas unidades de decantação (FIGURA 10).

A filtração é realizada por seis unidades de filtração (FIGURA 11), sendo após esta etapa, realizada a desinfecção por cloro gasoso.



Figura 9. Câmara de mistura rápida, ETA II município de Rio Claro, SP.



Figura 10. Unidade de decantação durante o processo de remoção do lodo, ETA II município de Rio Claro, SP.



Figura 11. Unidade de filtração, ETA II município de Rio Claro, SP.

Esta ETA possui nove lagoas de secagem de lodo, com uma área total de 4.000 m², e mais quatro lagoas em construção, ampliando esta área em mais 1.500 m². Entretanto, apenas as três primeiras lagoas de secagem são construídas em alvenaria (FIGURAS 12 e 13), sendo, as restantes, simples escavações no terreno. A primeira lagoa é utilizada como reservatório para a reciclagem da água de lavagem dos filtros.

A limpeza dos decantadores ocorre aproximadamente a cada três meses, de forma alternada, sendo realizada manualmente com o auxílio de jatos d'água sob pressão, processo que dilui o lodo concentrado, aumentando seu volume final. Posteriormente o lodo é conduzido para as lagoas de secagem. Estas, são dispostas em série, posicionadas em diferentes níveis devido ao declive natural do terreno. Assim, o lodo esco a partir do decantador e, sucessivamente de uma lagoa para outra, até que o volume seja completado.



Figura 12. Vista aérea da ETA II, no canto superior esquerdo pode-se observar as três primeiras lagoas de secagem de lodo, construídas em alvenaria.



Figura 13. Aspecto do lodo durante o processo de secagem, nas lagoas de secagem de lodo, da ETA II município de Rio Claro, SP.

Segundo os operadores deste sistema, após o lodo decantar na série de lagoas, o efluente que chega ao rio Corumbataí encontra-se com pequena concentração de sólidos.

Nas lagoas construídas em alvenaria, o excesso de água na superfície é drenado por meio de uma tubulação telescópica e, depois de retirado o sobrenadante, o lodo permanece nas lagoas entre 30 a 40 dias a fim de completar o processo de secagem. Após este período, a torta seca é retirada das lagoas com o auxílio de máquinas, e disposto na própria área da ETA II.

Nas lagoas restantes os sólidos não são removidos, permanecendo após o período de secagem.

A ETA II dispõe de laboratório para análises de alguns parâmetros da água tratada no município de Rio Claro, como: pH, cor, turbidez, cloro residual. Sendo responsável por análises da água tratada pelos sistemas de abastecimento público de outros municípios da região, como: Santa Gertrudes, Corumbataí e Ipeúna. As análises semestrais que constam na Portaria 518/MS-FUNASA (2004), são realizadas por laboratório particular contratado.

4.1.2. Estação de tratamento de água – Capim Fino

A estação de tratamento de água Capim Fino está situada no bairro Guamium, saída 27 da SP 127, junto à margem esquerda do rio Corumbataí, à montante da Usina Costa Pinto. Essa ETA tem capacidade de produzir até 1.500 L/s de água tratada, atendendo aproximadamente 100% do consumo da cidade de Piracicaba. A ETA Capim Fino é auxiliada por outros sistemas produtores, responsáveis pelo abastecimento dos distritos mais distantes, por meio de poços profundos, nascentes ou estações de tratamento de água compactas.

A captação é realizada no Rio Corumbataí, a jusante da captação do município de Rio Claro. A água é bombeada por 4 Km até chegar a ETA, sendo recebida em um tanque de equalização onde é realizada a pré-cloração e aplicação de cal hidratada, seguindo então para a calha Parshall, onde se realiza o equilíbrio entre a vazão da água bruta e volume de cloreto férrico (FIGURA 14).

Após esta etapa a água é encaminhada para os floculadores, 16 ao todo, seguindo então para os 4 decantadores, com capacidade de 2.200 m³ cada (FIGURAS 15 e 16).

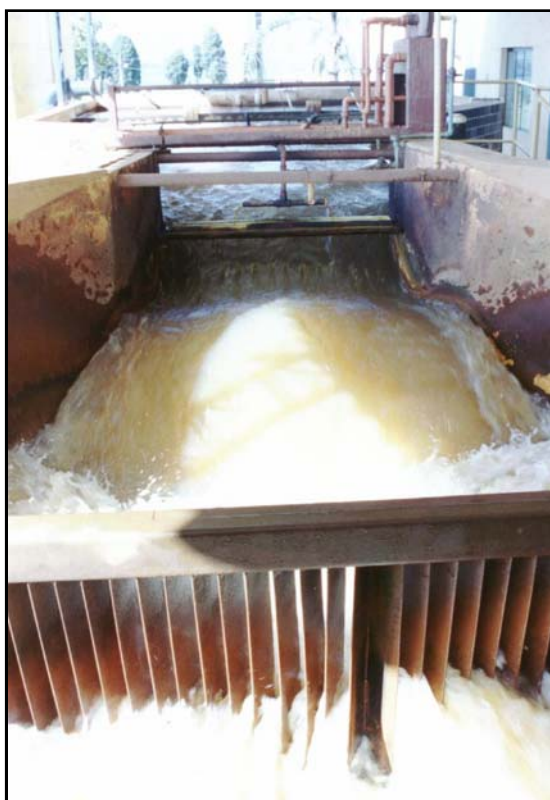


Figura 15. Unidades de floculação, ETA Capim Fino município de Piracicaba, SP.

Figura 14. Calha Parshall, ponto onde é realizado o equilíbrio entre a vazão da água bruta e concentração de coagulante, ETA Capim Fino município de Piracicaba, SP.



Figura 16. Unidade de decantação, ETA Capim Fino município de Piracicaba, SP.

A filtração é realizada por 14 filtros, compostos por antracito e areia, em seguida é realizada a aplicação de cloro, flúor e correção final do pH.

A limpeza dos decantadores é realizada por um sistema automático de sucção. A utilização desse sistema permite a remoção do excesso de lodo acumulado no fundo do decantador, sem interromper seu funcionamento.

Até o momento da coleta do lodo utilizado nos experimentos, a disposição do lodo gerado pela ETA Capim Fino era no rio Corumbataí, sem nenhum tratamento prévio.

Entretanto, no ano de 1999 uma área de 84.000 m² junto a ETA Capim Fino foi adquirida. Neste local encontrava-se em fase final de construção uma Estação de Tratamento de Lodo.

Este sistema foi projetado para tratar até 46 L/s de lodo, recebendo uma vazão de 26 a 44 L/s de lodo dos decantadores, com aproximadamente 0,6% de sólidos totais. Após uma etapa de adensamento, o lodo será encaminhado para centrifugação, onde, com a aplicação de polímeros, espera-se obter por volta de 25% de concentração de sólidos.

A água de lavagem dos filtros representa uma vazão de 14 L/s, com aproximadamente 0,03% de sólidos totais. Este resíduo será encaminhado para um tanque de clarificação, onde o sobrenadante será reciclado na ETA e os sólidos restantes serão encaminhados para centrifugação, juntamente com o lodo do decantador.

O lodo centrifugado será transportado em caminhões para um aterro no próprio terreno da estação. O reaproveitamento da água proveniente do tratamento do lodo, diminuirá as perdas do sistema produtor em torno de 4%, representando um reaproveitamento de aproximadamente 57 L/s de água.

4.2. Determinação de parâmetros do lodo em estado bruto

A determinação de certos parâmetros do lodo de ETA, como: concentração de sólidos, DBO e DQO, permite avaliar a possível ocorrência de efeitos negativos nos cursos d'água, quando utilizados pelas estações de tratamento de água para a disposição do lodo produzido nos decantadores, sem que esse resíduo seja submetido a um tratamento prévio à disposição no ambiente.

Os possíveis efeitos da disposição inadequada deste resíduo, têm relação com a deposição excessiva de sólidos e partículas em suspensão na água, assim como, a presença de altos níveis de carga orgânica, ocasionando alta demanda do oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor. Desta forma, podendo influenciar negativamente a biota aquática.

A seguir, nas Tabelas 3 e 4, são apresentados resultados de alguns parâmetros dos lodos estudados. O lodo produzido pela ETA II foi avaliado nas condições em que é disposto nas lagoas de secagem, o lodo produzido pela ETA Capim Fino foi avaliado nas condições em que se encontrava, após a coleta pelo sistema automático de remoção de lodo, instalado em seus decantadores.

Tabela 3. Resultados das análises do lodo proveniente da ETA-II, município de Rio Claro, SP, após a disposição nas lagoas de secagem

Parâmetro	Valor	Unidade
Sólidos	3,80	%
pH	8,28	--
Condutividade	446,33	µs/cm
DBO	158,79	mgO ₂ /L
DQO	3.234,56	mgO ₂ /L
Sólidos Totais	43,57	g/L
Sólidos Totais Fixos	36,56	g/L
Sólidos Totais Voláteis	7,01	g/L
Sólidos Sedimentáveis	700,00	ml/L
Coliformes Fecais	30,00	UFC/100mL
Bactérias Heterotróficas	5,00 . 10 ⁵	UFC/mL

Tabela 4. Resultados das análises do lodo proveniente da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP.

Parâmetro	Valor	Unidade
Sólidos	0,48	%
pH	8,32	--
Condutividade	313,00	µs/cm
DBO	34,80	mgO ₂ /L
DQO	345,00	mgO ₂ /L
Sólidos Totais	4,80	g/L
Sólidos Totais Fixos	3,90	g/L
Sólidos Totais Voláteis	0,90	g/L
Sólidos Sedimentáveis	320,00	ml/L
Coliformes Fecais	299,00	UFC/100mL
Bactérias Heterotróficas	4,70 . 10 ²	UFC/mL

Como pode ser observado pela expressiva diferença entre a porcentagem de sólidos, encontrada para os lodos estudados, nota-se a importância do método de limpeza dos decantadores, com relação ao volume e concentração do lodo produzido.

A remoção do lodo pelo sistema automático instalado nos decantadores da ETA Capim Fino, pode produzir um resíduo contendo uma concentração maior que 0,48% de sólidos, pois, quando a coleta do material foi realizada, os decantadores não se encontravam com grande volume de lodo acumulado. Entretanto, a grande vantagem deste método é a possibilidade de não interromper a continuidade do tratamento da água, durante a limpeza dos decantadores.

O processo de lavagem dos decantadores na ETA-II, realiza a retirada do lodo sedimentado com auxílio de jatos d'água sob pressão, método que exerce um grande efeito de diluição em um resíduo que, para seu tratamento e disposição final, deve, necessariamente, ser submetido a um processo de desidratação.

O valor da DQO obtido para os lodos das estações de tratamento de água estudadas, indica a presença de altos teores de matéria orgânica no material, entretanto, a avaliação da DBO apresentou resultados relativamente inferiores (TABELAS 3 e 4).

A disparidade entre os resultados obtidos nestas análises pode indicar que, uma parcela da matéria orgânica do resíduo foi consumida enquanto este se acumulava no fundo dos decantadores, provavelmente a de mais fácil assimilação pelos microrganismos presentes, desta forma, restando a parcela de maior recalcitrância.

Esta parcela da matéria orgânica, de decomposição mais lenta, pode não ter sido evidenciada pela determinação da DBO, cujo período de execução estende-se por cinco dias. Entretanto, devido às condições extremas a que o material é submetido durante a determinação da DQO (meio ácido sob aquecimento), esta parcela da matéria orgânica foi oxidada.

O resultado da DQO, determinado para a amostra de lodo da ETA-Capim Fino, apresentou-se consideravelmente mais baixo que o valor obtido para a ETA-II, fato que pode ser explicado pela diferença quanto à concentração de sólidos entre os lodos.

O lodo da ETA II apresentou pequena concentração de bactérias coliformes fecais (TABELA 3). A concentração de coliformes fecais encontrada para o lodo da ETA Capim Fino (TABELA 4), foi aproximadamente 10 vezes maior que o encontrado para a ETA II, indicando redução da qualidade da água bruta captada no município de Piracicaba, após a passagem do rio Corumbataí pelo município de Rio Claro.

4.3. Determinação de parâmetros do lodo desidratado

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos pela análise granulométrica dos lodos estudados.

Tabela 5 Análise granulométrica do lodo produzido pela ETA-II, município de Rio Claro, SP., e ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP.

Amostra	Composição Granulométrica (%)					Densidades		Classe	Sub-classe	
	Areias					Aparente	Real			
	Grossa	Fina	Argila	Limo	Cascalho					
Lodo - ETA II	3,6	12,6	18,3	65,5	0	1,02	1,91	Limo Arenoso	Barrentos	Limo Barrento
Lodo - ETA Capim Fino	4,2	2,6	28,3	64,9	0	0,86	1,74	Barrento		Limo Argiloso

Alguns parâmetros químicos dos lodos são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros químicos do lodo produzido pela ETA-II, município de Rio Claro, SP., e ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP.

Parâmetros	ETA II	ETA Capim Fino	Unidade
Mat. Orgânica	43.000,0	29.000,0	mg/dm ³
CTC	405,7	364,1	µmol/dm ³
Fósforo (P)	3,0	14,0	mg/dm ³
Potássio (K)	74,0	195,5	mg/dm ³
Cálcio (Ca)	14.030,0	12.832,0	mg/dm ³
Magnésio (Mg)	972,0	680,4	mg/dm ³
Enxofre (S)	28,0	40,0	mg/dm ³
Sódio (Na)	43,0	47,0	mg/dm ³
Ferro (Fe)	52,0	5,0	mg/dm ³
Manganês (Mn)	77,1	26,6	mg/dm ³
Cobre (Cu)	3,5	1,1	mg/dm ³
Zinco (Zn)	2,8	177,8	mg/dm ³
Bóro (B)	0,21	0,48	mg/dm ³

CTC – Capacidade de Troca Catiônica.

Verifica-se pela Tabela 6 que o teor de matéria orgânica presente nos lodos é elevado. Os outros elementos avaliados estão presentes em concentrações inferiores aos valores naturais máximos, determinados para os solos do Estado de São Paulo. Assim, a concentração desses elementos não atinge o valor de intervenção proposto pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) em nenhuma de suas classificações de uso do solo (Área de proteção máxima, Agrícola, Residencial e Industrial).

4.4. Caracterização de resíduos: ensaios de solubilização e lixiviação

Durante a execução do ensaio de lixiviação os lodos foram mantidos em agitação constante pelo período de 24 horas, sendo necessário a adição de 170 mL de ácido acético 0,5 N para a correção do pH do lodo proveniente da ETA II, e 102 mL para a correção do pH do lodo proveniente da ETA Capim Fino.

Os extratos lixiviado e solubilizado obtidos pela execução dos respectivos ensaios, utilizando os lodos de ETA estudados, foram analisados frente a diversos parâmetros, apresentados nas Tabelas 7 e 8.

Tabela 7. Resultados das análises químicas dos produtos dos ensaios de Solubilização e Lixiviação, realizados com o lodo da ETA-II, município de Rio Claro, SP.

Parâmetros	Solubilizado	LM ¹	Lixiviado	LM ²	Unidade
pH	8,28	*	Inicial 8,06 Final 5,02	*	
Sólidos Suspensos	--	*	86,30	*	%
Sódio (Na)	11,10	200,00	4,07	*	mg/L
Potássio (K)	5,72	*	4,58	*	mg/L
Silício (Si)	4,29	*	28,00	*	mg/L
Cálcio (Ca)	122,00	*	580,00	*	mg/L
Estrôncio (Sr)	1,22	*	7,70	*	mg/L
Magnésio (Mg)	17,00	*	35,00	*	mg/L
Chumbo (Pb)	< 0,02	0,01	0,01	1,0	mg/L
Ferro (Fe)	0,013	0,3	0,03	*	mg/L
Manganês (Mn)	0,13	0,1	11,60	*	mg/L
Cromo (Cr)	< 0,005	0,05	< 0,005	5,0	mg/L
Fósforo (P)	< 0,10	*	< 0,10	*	mg/L
Alumínio (Al)	0,028	0,2	0,70	*	mg/L
Zinco (Zn)	0,026	5,0	0,06	*	mg/L
Cobre (Cu)	0,009	2,0	< 0,005	*	mg/L
Bário (Ba)	0,067	0,7	1,50	70,0	mg/L
Cobalto (Co)	< 0,005	*	0,02	*	mg/L
Níquel (Ni)	< 0,005	*	0,01	*	mg/L
Cádmio (Cd)	< 0,003	0,005	< 0,003	0,5	mg/L

1 Limites Máximos Permissíveis para o Ensaio de Solubilização;

2 Limites Máximos Permissíveis para o Ensaio de Lixiviação;

-- parâmetro não requerido para execução da respectiva análise;

* parâmetro não considerado pela NBR 10.004 (Anexo G e F).

Tabela 8. Resultados das análises químicas dos produtos dos ensaios de Solubilização e Lixiviação, realizados com o lodo da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP.

Parâmetros	Solubilizado	LM ¹	Lixiviado	LM ²	Unidade
pH	8,32	*	Inicial 7,42 Final 5,13	*	
Sólidos Suspensos	--	*	92,85	*	%
Sódio (Na)	--	200,00	--	*	mg/L
Potássio (K)	--	*	--	*	mg/L
Silício (Si)	2,30	*	17,30	*	mg/L
Cálcio (Ca)	220,00	*	278,00	*	mg/L
Estrôncio (Sr)	1,60	*	2,96	*	mg/L
Magnésio (Mg)	19,60	*	19,50	*	mg/L
Chumbo (Pb)	< 0,020	0,01	0,083	1,0	mg/L
Ferro (Fe)	0,094	0,3	0,042	*	mg/L
Manganês (Mn)	0,29	0,1	3,96	*	mg/L
Cromo (Cr)	< 0,005	0,05	0,005	5,0	mg/L
Fósforo (P)	< 0,10	*	0,11	*	mg/L
Alumínio (Al)	0,071	0,2	0,54	*	mg/L
Zinco (Zn)	0,37	5,0	11,90	*	mg/L
Cobre (Cu)	0,017	2,0	0,13	*	mg/L
Bário (Ba)	0,24	0,7	1,27	70,0	mg/L
Cobalto (Co)	< 0,005	*	0,05	*	mg/L
Níquel (Ni)	< 0,005	*	0,018	*	mg/L
Cádmio (Cd)	< 0,003	0,005	< 0,003	0,5	mg/L

1 Limites Máximos Permissíveis para o Ensaio de Solubilização;

2 Limites Máximos Permissíveis para o Ensaio de Lixiviação;

-- parâmetro não requerido para execução da respectiva análise;

* parâmetro não considerado pela NBR 10.004 (Anexo G e F).

Os resultados obtidos pela análise química do extrato lixiviado dos lodos estudados, encontram-se de acordo com a respectiva Norma Técnica, não excedendo aos limites máximos estabelecidos, indicando que estas amostras de lodo não representam um resíduo com características de periculosidade (resíduo Classe I).

A análise química do extrato obtido pela execução dos ensaios de solubilização, indica solubilização do elemento manganês (Mn) acima do limite máximo estabelecido neste ensaio, desta forma, tanto o lodo produzido pela ETA II quanto o produzido pela ETA Capim Fino, são classificados, segundo a norma técnica, como um resíduo Classe II A, Não perigoso – Não Inerte.

Os demais parâmetros quantificados no ensaio de solubilização, se encontram dentro dos limites estabelecidos, não excedendo as concentrações máximas para o extrato solubilizado, estabelecidas pela norma técnica NBR 10.004 anexo G, (ABNT, 2004a), para este ensaio.

A água cuja captação é realizada em mananciais superficiais está sujeita a constantes variações de qualidade, em virtude de fontes difusas de poluição ou em decorrência do regime pluvial.

Desta forma, o resíduo produzido pelo processo de tratamento da água para consumo humano pode apresentar variações em suas características, dependendo de condições climáticas e atividades econômicas desenvolvidas próximo às margens dos mananciais, assim, podendo tornar inviável o descarte desses resíduos em cursos d'água, sem um tratamento prévio.

A regulamentação dos procedimentos de descarte de resíduos em corpos d'água é realizada por um conjunto de leis, sendo, a lei nº 9433 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), responsável pela criação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SNGRH), fundamentado nos seguintes aspectos: a água é um bem de domínio público; é um recurso natural limitado e dotado de valor econômico; a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da política nacional de recursos hídricos e atuação de gerenciamento dos recursos hídricos; a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do poder público, dos usuários e da comunidade.

A Resolução nº 20, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), publicada em 15 de junho de 1986, em seu artigo 21 determina as condições que devem ser cumpridas para o lançamento de efluentes, de forma direta ou indireta, de qualquer fonte poluidora. Sendo, no item C do referido artigo, limitada a concentração de materiais sedimentáveis a 1mL/L em teste de uma hora em cone de *Inhoff*. Desta forma, enquadrando neste limite a disposição dos lodos de estações de tratamento de água, que naturalmente excedem esse valor, por se tratar essencialmente de um resíduo gerado pela coagulação de partículas em suspensão na água. Assim, impedindo o lançamento, sem prévio tratamento, do lodo de estação de tratamento de água, como pode ser observado pelos dados apresentados nas Tabelas 3 e 4.

A lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998), dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Sendo considerado crime contra o meio ambiente as seguintes situações: artigo 33 – Provocar, pela emissão de efluentes ou carreamento de materiais, o perecimento de espécimes da fauna aquática existentes em rios, lagos, açudes, lagoas, baías ou águas jurisdicionais brasileiras (pena de detenção por um período de um a três anos); artigo 54 – Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora, determinado em seu parágrafo 2º item V que, se ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos, a pena aplicada é a detenção por período de um a cinco anos.

4.5. Ensaio de biodegradação do lodo de ETA

As Tabelas 9 e 10 apresentam os resultados referentes à produção de CO₂ em cada respirômetro dos tratamentos testados, no ensaio de biodegradação dos lodos da ETA II e ETA Capim Fino. Esses valores representam o CO₂ produzido, devido a biodegradação do lodo adicionado ao solo do aterro sanitário do município de Rio Claro. Para a obtenção destes resultados, efetuou-se a subtração da média da produção de CO₂ dos cinco respirômetros do tratamento Controle (S100), a fim de eliminar a parcela de CO₂ proveniente da biodegradação da matéria orgânica, originalmente contida no solo do aterro sanitário.

Tabela 9. Produção de CO₂ (mg) devido a biodegradação do lodo da ETA-II, município de Rio Claro, SP, misturado ao solo do aterro sanitário do município de Rio Claro SP.

Período de Incubação (dias)	Tratamentos																			
	S70/L30					S50/L50					S30/L70					L100				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
3	8.96	9.37	9.37	9.06	9.88	9.63	9.42	9.94	9.42	9.42	11.62	10.29	9.89	11.42	11.01	10.22	11.14	11.14	9.91	11.75
8	6.99	7.30	7.71	6.38	5.87	7.26	6.95	6.64	6.03	5.83	8.24	7.93	8.14	8.14	9.06	10.17	10.99	11.19	10.17	10.89
15	6.89	6.99	7.09	6.68	6.58	8.12	8.42	8.32	8.63	8.93	9.76	9.55	10.37	10.37	9.14	10.02	10.12	10.53	10.53	10.43
22	4.80	5.00	4.90	4.08	4.18	5.60	5.40	6.32	6.11	5.70	6.61	6.30	7.53	6.92	7.33	8.59	9.10	8.99	9.51	9.40
29	3.62	3.52	3.72	4.13	4.44	5.61	5.30	6.12	5.30	5.51	6.78	6.37	7.29	6.78	6.68	8.79	9.51	8.99	7.87	9.51
36	2.68	2.98	2.78	2.98	3.29	4.09	3.88	3.99	4.19	4.09	5.19	4.99	5.29	5.50	5.50	7.05	6.13	6.54	5.52	7.05
47	5.18	4.88	5.08	4.98	5.58	6.79	6.69	7.19	6.69	6.69	8.41	7.50	8.21	8.81	7.20	9.48	10.98	9.48	8.27	9.07
61	5.35	4.75	5.45	4.65	6.35	7.47	6.57	7.07	7.17	6.87	8.90	8.80	9.80	8.00	9.80	10.58	10.38	11.48	11.38	11.68
78	6.26	5.56	5.96	5.86	7.56	7.55	9.05	9.15	8.45	7.45	10.35	8.54	11.25	10.45	8.64	12.13	13.54	11.83	11.93	12.73
95	6.32	5.79	5.79	5.58	8.22	7.98	9.35	8.82	7.77	7.66	9.42	8.68	12.49	9.74	9.53	12.60	13.02	14.29	12.71	15.67
117	6.20	5.99	6.73	5.99	6.20	8.20	9.15	10.42	8.41	7.24	11.25	9.87	13.26	10.72	11.36	14.29	15.35	14.51	14.82	16.20

Tabela 10. Produção de CO₂ (mg) devido à biodegradação do lodo da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP, misturado ao solo do aterro sanitário do município de Rio Claro SP.

Período de Incubação (dias)	Tratamentos																			
	S70/L30					S50/L50					S30/L70					L100				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
2	6.30	6.52	5.22	6.41	3.18	7.40	5.89	6.11	3.73	3.62	6.23	6.23	2.56	3.32	6.34	7.01	7.23	3.67	5.82	5.39
6	7.20	6.98	6.22	6.98	5.78	9.47	9.68	9.14	8.05	7.94	10.10	9.88	8.14	8.47	9.34	11.11	10.67	7.52	10.13	10.13
13	7.44	7.33	7.01	7.55	6.68	11.99	10.03	10.03	9.92	9.16	13.16	11.97	12.18	11.97	12.29	14.05	13.62	12.42	12.96	12.53
20	4.73	5.17	5.38	4.62	4.40	10.44	7.72	6.74	7.72	6.09	9.29	9.08	9.08	8.42	9.51	12.63	11.98	11.65	10.78	11.65
27	3.35	3.35	3.67	3.45	3.35	8.80	5.86	4.99	8.47	5.53	8.48	7.72	12.30	13.71	7.39	11.98	9.15	10.02	10.57	9.69
35	2.84	2.73	2.84	2.95	3.06	8.21	5.13	4.58	7.22	4.36	7.52	6.64	7.19	9.94	6.64	11.55	9.24	8.80	9.35	9.24
44	2.40	2.40	2.50	2.40	2.40	4.14	4.55	3.62	4.14	4.24	6.60	6.91	7.01	10.92	5.78	9.68	7.93	7.41	7.72	7.51
55	2.72	2.93	2.20	4.26	2.93	4.05	4.05	3.43	4.87	3.63	6.61	5.99	6.50	7.02	5.99	11.01	7.93	8.03	7.72	7.82
69	2.25	2.15	8.37	2.86	2.56	3.72	4.23	3.41	3.72	3.62	7.43	5.90	9.27	10.79	6.72	11.42	8.15	7.75	8.77	7.95
84	3.83	4.36	3.08	3.93	4.15	5.16	5.69	4.20	6.23	4.41	8.95	7.24	7.13	6.39	6.49	12.07	8.65	8.23	9.19	9.08
100	4.69	4.36	4.90	5.01	5.11	5.01	5.65	4.26	5.86	4.37	9.50	6.30	10.14	7.58	8.43	12.29	9.08	8.65	11.00	8.44
118	4.47	3.40	3.40	6.93	4.26	5.54	7.57	3.62	5.54	5.33	8.75	8.22	8.75	8.75	9.18	14.31	9.93	8.33	9.19	8.44

Pela observação das tabelas acima, pode-se notar uma gradual diminuição na taxa de produção de CO_2 e, conseqüentemente, do processo de biodegradação no decorrer do período de incubação. A titulação do hidróxido de potássio (KOH 0,2N) contido nos respirômetros foi realizada inicialmente em intervalos de sete dias, até completar 36 dias de incubação para o lodo da ETA II, e 27 dias para o lodo da ETA Capim Fino. Após esses períodos, o intervalo de tempo entre as titulações foi gradualmente aumentado, até atingir 22 dias para o lodo da ETA II e 18 dias para a ETA Capim Fino.

A seguir, nas Figuras 17 e 18 são apresentados gráficos construídos a partir da soma das médias dos valores de CO_2 , produzido nos cinco respirômetros de cada tratamento, até o término do período de incubação.

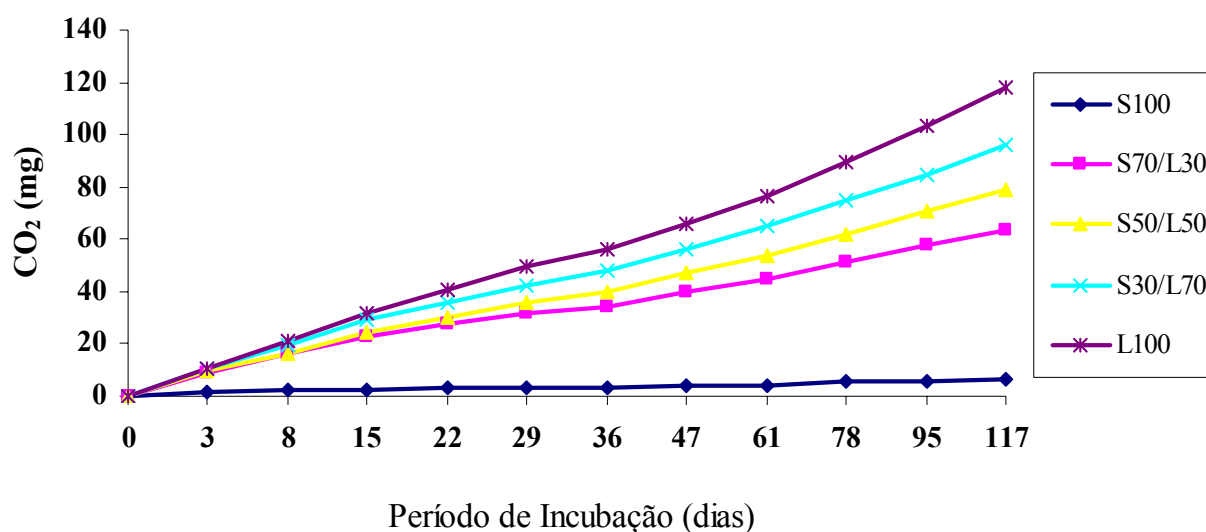


Figura 17. Produção acumulada de CO_2 nos respirômetros, devido a biodegradação do lodo da ETA-II, município de Rio Claro, SP, e tratamento Controle (S100), durante 117 dias de incubação.

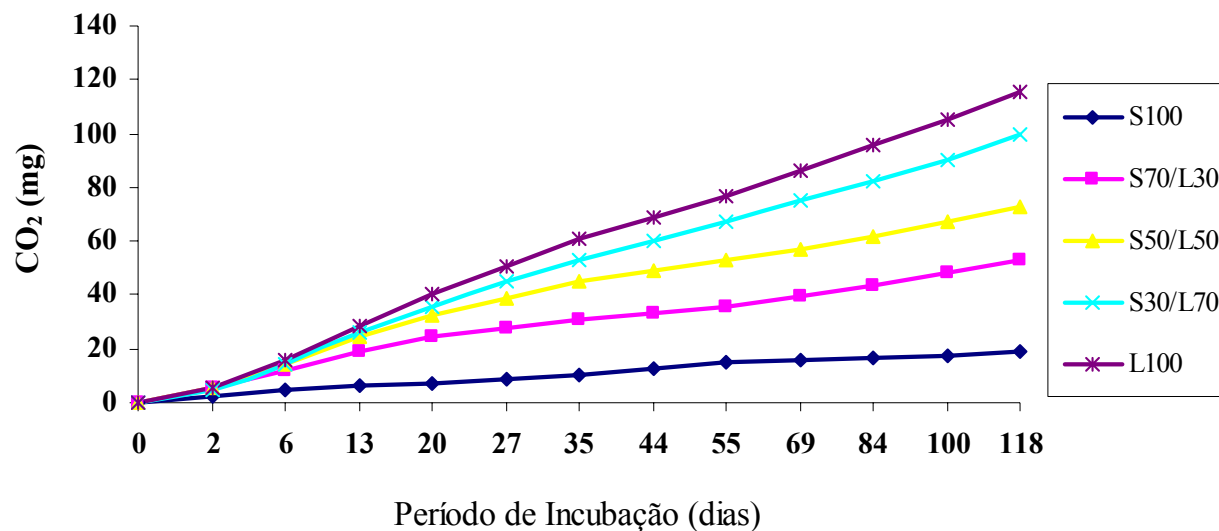


Figura 18. Produção acumulada de CO₂ nos respirômetros, devido a biodegradação do lodo da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP, e tratamento Controle (S100), durante 118 dias de incubação.

As Figuras 19 e 20 apresentam a quantidade de carbono, do lodo de ETA, biodegradado durante o ensaio. Nas figuras, os quadrados centrais representam a média aritmética da quantidade de carbono biodegradado em cada tratamento; as linhas extremas representam os valores máximo e mínimo obtidos em cada tratamento.

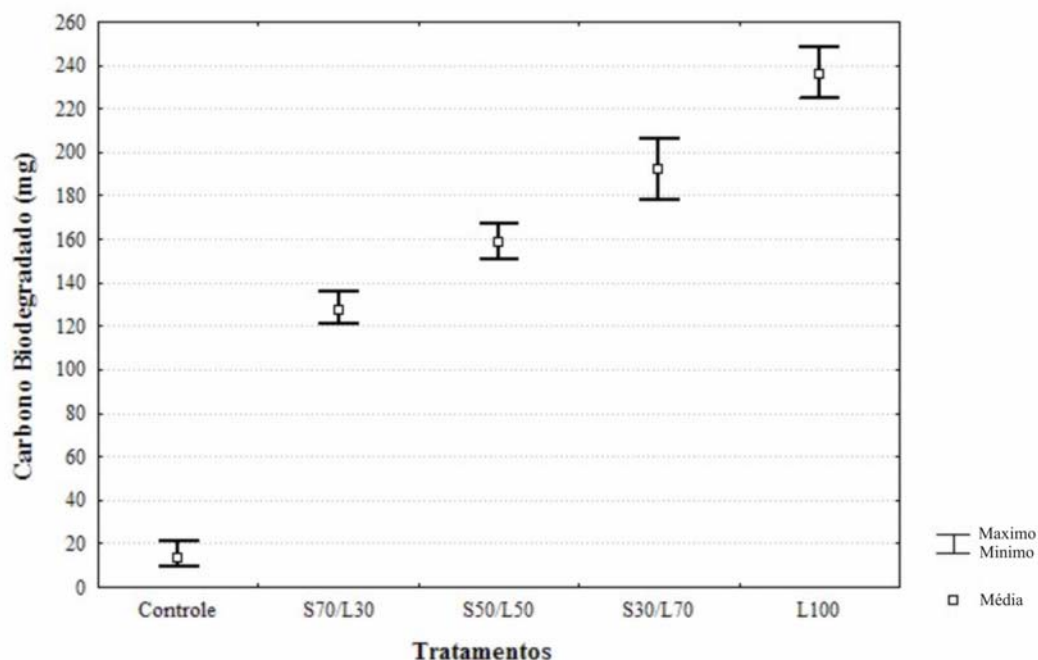


Figura 19. Quantidade de carbono biodegradado, presente no lodo da ETA-II, município de Rio Claro, SP, e tratamento Controle (S100), após 117 dias de incubação.

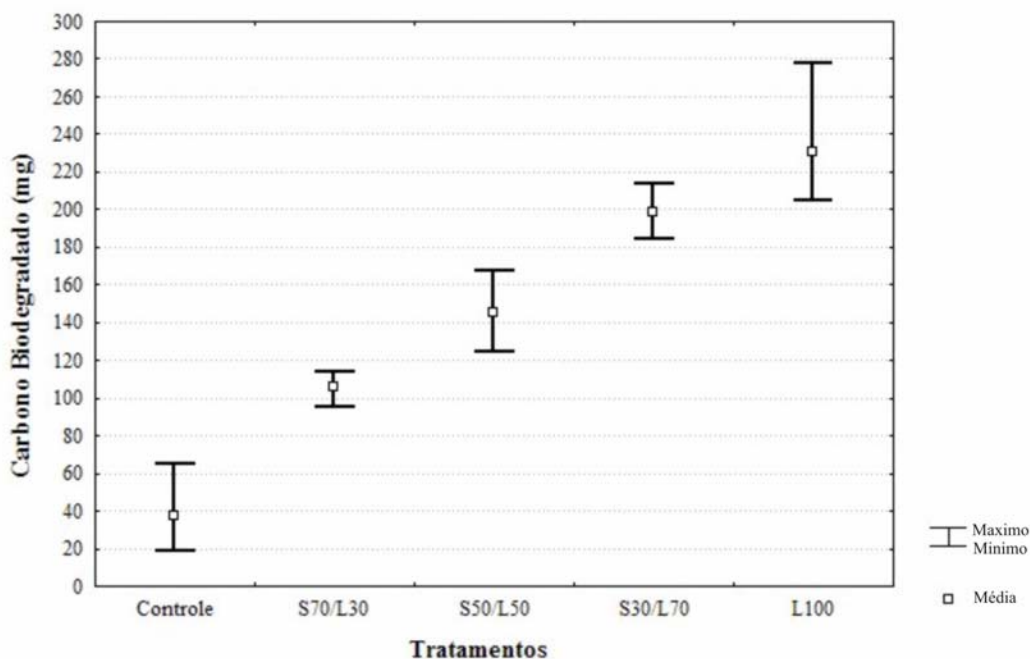


Figura 20. Quantidade de carbono biodegradado, presente no lodo da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP, e tratamento Controle (S100), após 118 dias de incubação.

Verifica-se tanto pelos dados referentes à produção de CO_2 (FIGURAS 17 e 18) quanto pela quantidade de carbono biodegradado (FIGURAS 19 e 20) um gradual aumento do processo de biodegradação nos tratamentos testados, conforme aumenta a proporção de lodo adicionado à mistura com o solo do aterro sanitário. Assim, todos os tratamentos produziram uma maior quantidade de CO_2 ou carbono biodegradado, quando comparado ao Controle (S100), indicando que a matéria orgânica presente no lodo sofreu biodegradação, independentemente da quantidade de lodo aplicado ao solo.

Desta forma, os tratamentos contendo 100% de lodo (L100), nos ensaios realizados com o lodo da ETA-Capim Fino e ETA-II, foram responsáveis pela maior produção de CO_2 no ensaio de biodegradação, seguido pelos tratamentos contendo: 70% de adição de lodo (S30/L70), 50% de adição de lodo (S50/L50) e 30% de adição de lodo (S70/L30).

As Tabelas 11 e 12 apresentam a eficiência obtida ao final do ensaio de biodegradação dos lodos de ETA, calculada a partir do carbono orgânico total (COT) e média da quantidade de carbono biodegradado, nos tratamentos testados, ao final do período de incubação.

Tabela 11. Eficiência da biodegradação do lodo da ETA-II, município de Rio Claro, SP.

Tratamentos	COT ¹ (mg)	Cbiod ² (mg)	Eficiência (%)
S70/L30	339	127,38	31,92
S50/L50	665	158,42	23,82
S30/L70	931	192,38	20,66
L100	1.330	236,06	17,75

1 Carbono Orgânico Total

2 Carbono Biodegradado.

Tabela 12. Eficiência da biodegradação do lodo da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP.

Tratamentos	COT ¹ (mg)	Cbiod ² (mg)	Eficiência (%)
S70/L30	278,25	105,55	37,93
S50/L50	463,75	144,75	31,21
S30/L70	649,25	198,53	30,58
L100	927,50	230,50	24,85

1 Carbono Orgânico Total

2 Carbono Biodegradado.

Segundo a norma L6.350 (CETESB, 1990), as taxas de aplicação, avaliadas por meio do teste de respirometria que apresentarem eficiência acima de 30% de biodegradação do carbono orgânico total, poderão ser adotadas em um sistema de tratamento de resíduos no solo.

No ensaio realizado com o lodo da ETA II (TABELA 11), apenas o tratamento com taxa de aplicação de 30% de lodo ao solo do aterro sanitário (S70/L30), atingiu a taxa de biodegradação preconizada pela norma.

No ensaio realizado com o lodo da ETA Capim Fino (TABELA 12), todos os tratamentos, com exceção do tratamento contendo 100% de lodo (L100), atingiram a taxa de 30% de biodegradação do carbono orgânico total.

Desta forma, como observado anteriormente, os tratamentos apresentaram um gradual aumento do processo de biodegradação, de acordo com o aumento das taxas de aplicação do lodo de ETA. Entretanto esta relação foi inversa, quando considerada a eficiência do processo.

Os tratamentos que obtiveram as maiores taxas de eficiência de biodegradação foram os que receberam as menores taxas de aplicação de lodo. Indicando que, ao considerar-se valores absolutos, os tratamentos responsáveis pela biodegradação de maior quantidade de matéria orgânica foram os menos eficientes.

Esta aparente contradição está relacionada ao incremento da quantidade de carbono orgânico, pelo aumento na taxa de aplicação de lodo aos tratamentos e, como citado em referência à disparidade entre os valores de DQO e DBO, a dificuldade de consumo da matéria orgânica presente no lodo, devido ao período de acúmulo deste resíduo nos decantadores das ETAs.

Assim, os tratamentos que consumiram, em termos absolutos, a maior quantidade de matéria orgânica apresentaram as menores taxas de eficiência de biodegradação, de acordo com a quantidade de carbono orgânico total presente. Entretanto, mesmo com a gradual diminuição do processo de biodegradação, observado durante o período de incubação, este processo não cessou por completo, indicando que uma maior parcela do carbono orgânico presente nos tratamentos, poderia ter sido consumida a partir de um período de incubação mais longo.

4.6. Crescimento de bactérias heterotróficas

As figuras 21 e 22 apresentam os resultados referentes à contagem de unidades formadoras de colônia (UFC) de bactérias heterotróficas, nos tratamentos testados no ensaio de biodegradação do lodo de ETA. As determinações foram realizadas antes do início do ensaio de biodegradação e após o término do período de incubação.

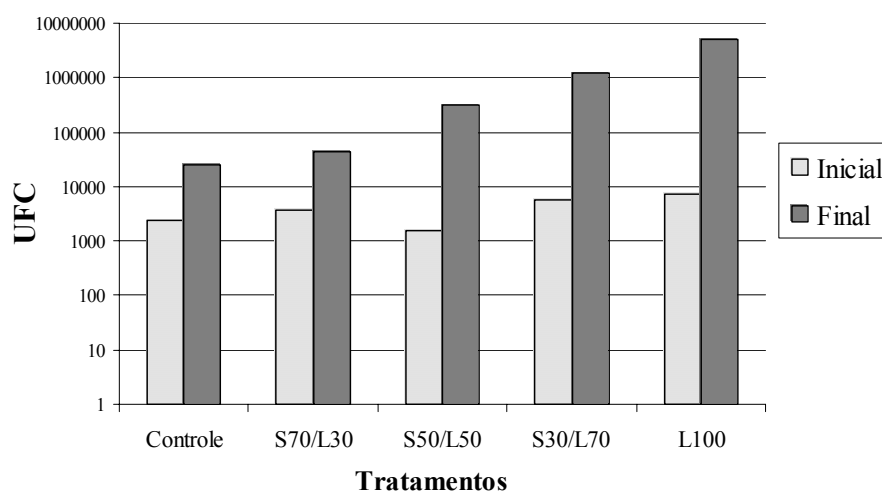


Figura 21 Contagem inicial e final de bactérias heterotróficas (UFC/g de solo seco), do ensaio de biodegradação do lodo da ETA-II, município de Rio Claro, SP.

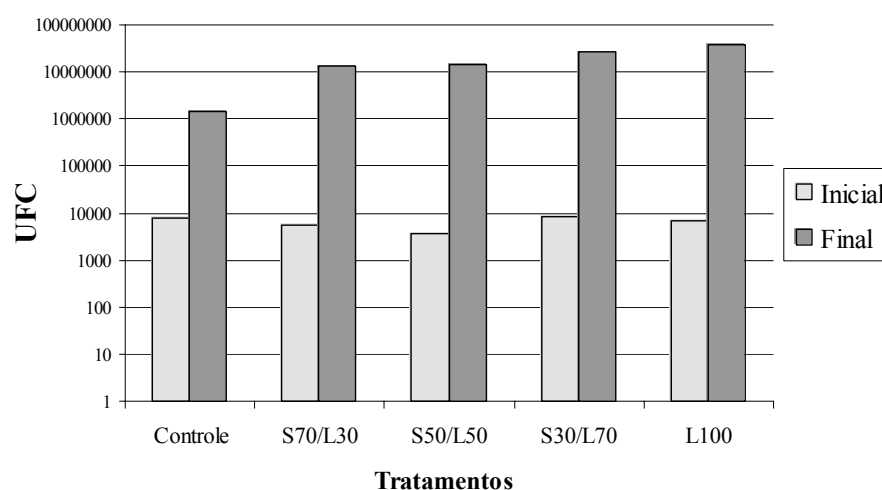


Figura 22 Contagem inicial e final de bactérias heterotróficas (UFC/g de solo seco), do ensaio de biodegradação do lodo da ETA-Capim Fino, município de Piracicaba, SP

Os resultados obtidos para a contagem inicial de UFC de bactérias heterotróficas nos tratamentos testados nos ensaios de biodegradação, realizados com o lodo da ETA II e ETA Capim Fino, representam a quantidade inicial desse grupo de microrganismos, composta pelas bactérias presentes no solo do aterro sanitário e bactérias presentes no *chorume* adicionado aos tratamentos.

Os resultados da contagem final de UFC de bactérias heterotróficas representam a quantidade final desse grupo de microrganismos, depois de transcorrido o período de incubação do ensaio de biodegradação.

A partir da comparação entre as contagens das UFC de bactérias heterotróficas inicial e final, para os ensaios de biodegradação, nota-se o aumento do número de bactérias presentes nas amostras, indicando que houve favorecimento ao desenvolvimento desse grupo de microrganismos mediante o acréscimo dos lodos testados, ao solo do aterro sanitário.

Os resultados da contagem final de bactérias heterotróficas, para os tratamentos realizados com o lodo da ETA II, estão de acordo com a produção de CO₂ no ensaio de biodegradação (FIGURA 17), onde, os tratamentos que obtiveram as maiores taxas de produção de CO₂, também apresentaram as maiores contagens de UFC de bactérias heterotróficas.

Esta relação não se apresenta tão evidente nos resultados da contagem final de bactérias heterotróficas, para os tratamentos realizados com o lodo da ETA Capim Fino, sendo observada pequena diferença na contagem de UFC entre os tratamentos.

Entretanto, como citado anteriormente, no decorrer do período de incubação houve uma gradual diminuição da quantidade de CO₂ produzido nos respirômetros, indicando que possivelmente a contagem de UFC de bactérias heterotróficas poderia também ter entrado em decréscimo. Desta forma, poderia ter-se obtido maiores valores, caso o ensaio de biodegradação fosse interrompido no momento de maior produção de CO₂, e realizada a contagem de UFC.

Considerando os resultados das análises desenvolvidas neste estudo, o lodo de ETA, proveniente dos decantadores da ETA II e ETA Capim Fino, apresentou características que não inviabilizam sua utilização na codisposição com o solo utilizado na cobertura das células do aterro sanitário do município de Rio Claro, SP.

Entretanto, as análises desenvolvidas não compreendem todos os aspectos referentes à viabilidade da adoção de metodologia para a disposição final dos sólidos, resultantes do processo de desidratação do lodo de ETA, em aterros sanitários.

Segundo Richter (2001), a viabilidade técnica e econômica desta solução dependem da avaliação de condições estruturais do aterro, como a estabilidade de taludes e processo de compactação; condições que podem diminuir a estabilidade e resistência do terreno, limitando o suporte de equipamentos normalmente utilizados nas operações do aterro.

Assim, antes da adoção do aterro sanitário para o destino final deste resíduo, recomenda-se a realização de estudos que forneçam dados referentes a melhor concentração de sólidos e proporção de aplicação do lodo, para atingir as condições estruturais e de suporte necessárias à operação do aterro sanitário.

5. CONCLUSÕES

Após avaliação dos resultados dos ensaios de Lixiviação e Solubilização, conclui-se que o lodo produzido pela ETA II e ETA Capim Fino caracteriza-se como um resíduo Classe II A, Não perigoso – Não inerte.

Inadequação dos lodos de ETA estudados, em relação aos parâmetros definidos pela Resolução CONAMA nº 20 para o descarte de efluentes, tornando impraticável o lançamento deste resíduo diretamente em cursos d'água.

Viabilidade da co-disposição dos lodos estudados quando misturados ao solo utilizado na cobertura das células do Aterro Sanitário do município de Rio Claro, SP, Considerando-se a influência deste resíduo no processo de biodegradação e atividade de bactérias heterotróficas presentes no aterro sanitário.

6. LITERATURA CITADA

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR - 10.004 Resíduos Sólidos - Classificação**, 33p. 2004(a).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR - 10.005 Lixiviação de Resíduos**, 10p. 2004(b).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR - 10.006 Solubilização de Resíduos**, 2p. 2004(c).

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR - 10.007 Amostragem de Resíduos**, 33p. 2004(d).

ALBRECHT, A. E. Disposal of Alum Sludges. **JAWWA**, v.64, n.1, 1972, p. 46 – 52.

ALOISI, R. R. **Deposição de Resíduos da Indústria Cítrica em Solos de Textura Média**. vol 1. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. Tese de Livre Docência, 1995. 116p.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA <<http://www.aneel.gov.br>> Acesso em: 23 de outubro 2003.

AWWA – American Water Works Association. Purification Plant Waste Disposal Committee Report. **JAWWA**, v. 45 n. 10, 1953, p. 1225 – 1237.

AWWA – American Water Works Association. Revision of “Water Quality and Treatment” Chapter 11. **JAWWA**, v. 48, n. 7, 1956, p. 787 – 818.

AWWA – American Water Works Association. Waste Disposal – Water Treatment Plants: joint discussion. **JAWWA**, v. 58, n. 9, 1966, p. 1102 – 1116.

AWWA – American Water Works Association. Disposal of Wastes From Water Treatment Plants: part 1. **JAWWA**, v. 61, n. 10, 1969(a), p. 541 – 566.

AWWA – American Water Works Association. Disposal of Wastes From Water Treatment Plants: part 2. **JAWWA**, v. 61, n. 11, 1969(b), p. 619 – 638.

AWWA – American Water Works Association. Disposal of Wastes From Water Treatment Plants: part 3. **JAWWA**, v. 61, n. 12, 1969(c), p. 681 – 708.

AWWA – American Water Works Association. Committee Report: Water Treatment Plant Sludges – An Update of the State of the Art: part 1. **JAWWA**, v. 70, n. 9, 1978(a), p. 498 – 503.

AWWA – American Water Works Association. Committee Report: Water Treatment Plant Sludges – An Update of the State of the Art: part 2. **JAWWA**, v. 70, n. 10, 1978(b), p. 548 – 554.

BARBOSA, R. M.; POVIMELLI, J.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A Toxicidade de Despejos (Lodos) de Estações de Tratamento de Água à *Daphnia similis* (Cladocera, Crustácea). **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, RS. 2000.

BATALHA, B. L. **Controle da Qualidade de Água para Consumo Humano – Bases Conceituais e Operacionais**. São Paulo: CETESB, 1993. 198p.

BARTHA, R.; PRAMER, D. Features of Flask and Method for Measurement of the Persistence and Biological Effects of Pesticides in Soil. **Soil Science**, v. 100, 1965, p. 68 – 70.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Reciclagem de Lodo de Esgoto na Agricultura. **II Workshop sobre Biodegradação**. Embrapa Meio Ambiente, 2001, 426p.

BIDONE, F.; SILVA, A. P.; MARQUES, D. M. Lodos Produzidos nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) – Desidratação em leitos de Secagem e Codisposição em Aterro Sanitário. In: ANDREOLI, C. V. (Org.). **Resíduos Sólidos do Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: RIMA, ABES, 2001. cap. 9.

BLACK, A. P. Basic Mechanisms of Coagulation. **JAWWA**, v. 52, n. 4, 1960, p. 492 – 504.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de Quantidade e Qualidade das Águas. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. cap. 19.

BRANCO, S. M. Água, Meio Ambiente e Saúde In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. cap. 7.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Lei de Crimes Ambientais**. Brasília, 1998.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, 1997.

CAMARGO, A. F. M.; PEREIRA, A. M. M. Qualidade da Água em Áreas Urbanas. In: BRAGA, R.; CARVALHO, P. F. (Orgs) **Recursos Hídricos e Planejamento Urbano e Regional**. Rio Claro: Laboratório de Planejamento Municipal – Deplan – UNESP – IGCE, 2003. cap 3.

CAMPOS, J. R. **Alternativas para Tratamentos de Esgotos - Pré Tratamento de Águas para Abastecimento**. Americana: Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, 1994. 112p.

CAMPOS, J. R.; POVINELLI, J. Coagulação e Floculação. In: AZEVEDO, J. M. N. (Org.) **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água – Tratamento de Água**. São Paulo: CETESB, 1976. 2º ed. vol. 2. cap 19.

CARVALHO, P. F. Água nas Cidades: reflexões sobre usos e abusos para aprender novos usos. In: BRAGA, R.; CARVALHO, P. F. (Orgs) **Recursos Hídricos e Planejamento Urbano e Regional**. Rio Claro: Laboratório de Planejamento Municipal – Deplan – UNESP – IGCE, 2003. cap 1.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Contagem Padrão de Colônias de Bactérias - L5.201**. São Paulo, 1978. 11p.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Determinação da biodegradação de resíduos: Método respirométrico de Bartha - L6.350**. São Paulo, 1990. 15p.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986. **Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente 1984/1999**. Brasília: Ambiental, 1999. 938p.

CORDEIRO, J. S. Remoção Natural de Água de Lodos de ETAs Utilizando Leitões de Secagem e Lagoas de Lodo. In: REALI, M. A. P. (Org.) **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 6.

CORDEIRO, J. S.; CAMPOS, J.R. O Impacto Ambiental Provocado pela Indústria da Água. **Revista Saneamento Ambiental**. nº 56, Março/Abril 1999.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE, P. L. F. **Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. São Carlos: Rima, 2002. 237p.

DI BERNARDO, L.; CARVALHO, E. H.; SCALIZE, P. S. Disposição de Resíduos Líquidos de ETAs em ETEs. In: REALI, M. A. P. (Org.) **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 8.

DIFCO MANUAL. **Deydrated Culture Media and Reagents for Microbiology**, 10º ed., Detroit: Difco Laboratories, 1984. 1155p.

FACENS. **Saneamento Básico**. Disponível em: <http://www.facens.br/alunos/material/Geraldo0057/Notas_de_aula_mod_3.doc>. Acesso em: 23 outubro 2003.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. **Controle e Vigilância da Qualidade da Água pra Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004. 32p.

GATES, C. D.; McDERMOTT, R. F. Characterization and Conditioning of Water Treatment Plant Sludge. **JAWWA**, v. 60, n. 3, 1968, p. 331 – 344.

HALL, W. S.; HALL, L. W. Toxicity of Alum Sludge to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. **Bulletin of Environmental Science and Tecnology**, 1989. v.42, p.791-798.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; SALES, A.; JOUKOSKI, A. Estudo de Incorporação do Lodo Centrifugado da Estação de Tratamento de Água Passaúna em Matrizes de Concreto, com Dosagem de 3%. **XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. Joinvile, SC. 2003.

HUDSON, H. E.; WOLFNER, J. P. Design of Mixing and Flocculating Basins. **JAWWA**, v. 59, nº. 10, 1967, p. 1257 – 1267.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. <<http://www.ibge.gov.br>>, Acesso em: 12 abril 2003.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2000**. Disponível em: <<http://www.ibge.net/home/estatística/população/condiçãoadevida/pnsb/default.shtm>>. Acesso em: 18 fevereiro 2003.

KNOCKE, W. R.; WAKELAND, D. L. Fundamental Characteristics of Water Treatment Plant Sludges. **JAWWA**, v. 75, nº. 10, 1983, p. 516 – 523.

LEME, F. P. **Teoria e Técnicas de Tratamento de Água**. São Paulo: CETESB, 1979. 424p.

LIBÂNIO, M.; PEREIRA, M. M.; VORCARO, B. M.; REIS, R. C.; HELLER, L. Avaliação do Emprego de Sulfato de Alumínio e do Cloreto Férrico na Coagulação de Águas Naturais de Turbidez Média e Cor Eleveda. **XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1999.

MYROLD, D. D.; NASON, G.E. Effect of Acid Rain on Soil Microbial Processes. In: MITCHELL, R. (Org.). **Environmental Microbiology**. New York: Wiley-Liss, 1992. 411p

NEUBAUER, W. K. Waste Alum Sludge Treatment. **JAWWA**, v. 60, n. 7, 1968, p. 819 – 826.

NOVAK, J. T.; LANGFORD, M. The Use of Polymers for Improving Chemical Sludge Dewatering on Sand Beds. **JAWWA**, v. 69, nº. 2, 1977, p. 106 – 110.

NUVOLARI, A. **Aplicação de Lodo de Esgotos Municipais no Solo: Ensaio de Respirometria para Avaliar a Estabilidade do Lodo**. Dissertação. (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento). UNICAMP – Fac. De Engenharia Civil. Campinas, 1996, 158p.

PELOSI, S.; FRAMCHI, M. Avaliação das Condições Ambientais da Lagoa de Varano, No Sul da Itália. **Química Nova**, vol. 26, nº 6. 789 – 794, 2003.

PEREIRA, B. E. B. Hidrologia In: AZEVEDO, J. M. N. (Org.) **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água – Abastecimento de Água**. São Paulo: CETESB, 1987. 2º ed. vol. 1. cap 6.

PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; SALES, A. BARON, O. Caracterização Físico-Química do Lodo Centrifugado da Estação de Tratamento de Água Passaúna Curitiba - PR. **XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**. Joinville, SC. 2003.

PRIMAVESI, A. **Manejo Ecológico do Solo: a agricultura em regiões tropicais**. 8º ed., São Paulo: Nobel, 1985. 541p.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do Solo e Adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1991. 343p.

REALI M. A. P. Principais Características Quantitativas e Qualitativas do Lodo de ETAs. In: REALI, M. A. P. (Org.) **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2.

REH, C. W. Disposal and Handling of Water Treatment Plant Sludge. **JAWWA**, v. 72, n. 2, 1980, p. 115 – 118.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. 1º ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2001. 102p.

RIDDICK, T. M. Zeta Potential and Its Application to Difficult Waters. **JAWWA**, v. 53, n. 8, 1961, p. 1007 – 1030.

ROCCA, A.C. C.; IACOVONE, A. M. M. B.; BARROTI, A. J.; STRAUS, E. L.; ROMANO, J. A.; RUIZ, L. R.; SILVA, L. M.; SAITO, L. M.; PIRES, M. C. **Resíduos Sólidos Industriais**. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1993. 233p.

SALES, A.; CORDEIRO, J. S. Imobilização da Fase Sólida de Lodos de Estações de Tratamento de Água. In: ANDREOLI, C. V. (Org.). **Resíduos Sólidos do Saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: RIMA, ABES, 2001. cap. 10.

SANTOS, I. S. S. et al. Caracterização e Identificação do Resíduo: Lodo da Estação de Tratamento do Município de São Leopoldo. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, RS. 2000.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual 10.755, de 22 de novembro de 1977. São Paulo, 1977.

SCHAFFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: UFRGS. v.1, 1985. 532p.

SEADE – FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS <<http://www.seade.gov.br>>, Acesso em: 23 abril 2003.

SILVA, A. P.; BIDONE, F. R. A.; MARQUES, D. M. L. M. Avaliação da Lixiviação de Alumínio e da Produção de Ácidos Graxos Voláteis em Reatores Anaeróbios Utilizados para Estudar a Disposição de Lodos de ETAs em Aterros Sanitários. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, RS. 2000.

SILVA, M. O. S. A. **Análises Físico-Químicas para Controle de Estações de Tratamento de Esgotos**. 1º ed. São Paulo: CETESB, 1977. 226 p.

SIVIERO, A. R. **Avaliação da Biodegradação em Solo de Resíduos Sólidos de Fundição – Areia Fenólica – Utilizando o Método Respirométrico**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) UNESP – Instituto de Biociências. Rio Claro, 1999, 78p.

SNYMAN, H. G.; JONG, J. M.; Aveling, T. A. S. The Stabilization of Sewage Sludge Applied to Agricultural Land and the Effects on Maize Seedlings. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 2, 1998, p. 87 – 95.

SOUZA, A. M. G. F. **Aplicação de Método Respirométrico na Avaliação do Emprego de Areia Fenólica de Fundição, Juntamente com Solo, na Cobertura de Aterro Sanitário**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) UNESP – Instituto de Biociências. Rio Claro, 2000. 132p.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. Chemical Aspects of Coagulation. **JAWWA**, v. 54, n. 8, 1962, p. 971 – 992.

STUMM, W.; O'MELIA C. R. Stoichiometry of Coagulation. **JAWWA**, v. 60, n. 5, 1968, p. 514 – 539.

SUTHERLAND, E. R. Treatment Plant Waste Disposal in Virginia. **JAWWA**, v. 61, n. 4, 1969, p. 186 – 189.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A.Y. Aproveitamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água do Estado de São Paulo. **XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001.

TUCCI, C. E. M. Água no Meio Urbano. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. cap. 14.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **The Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000**. <http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/Globassessment/GlobalTOC.htm> Acesso em: 23 de outubro 2003.

YOUNG, E. F. Water Treatment Plant Sludge Disposal Practices in the United Kingdom. **JAWWA**, v. 60, n. 6, 1968, p. 717 – 732.