



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

MONTAGEM, PARTIDA E OPERAÇÃO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES: PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS.

Lívia Cordi ¹, Márcia Regina Assalin ², Maria Cristina Diez ³ e Nelson Duran ⁴

RESUMO

Muitas pesquisas têm sido desenvolvidas, em escala de laboratório, para estudar a aplicação e otimização do processo de lodos ativados aos mais diversificados tipos de efluentes o que torna extremamente importante conhecer os parâmetros ambientais, operacionais e cinéticos envolvidos neste sistema. Porém, não há literatura sobre os procedimentos básicos para a implantação, ativação e monitoramento de um sistema de lodo ativado em escala laboratorial. O presente artigo descreve a montagem, partida e operação de um reator de lodo ativado, operando em processo contínuo, com objetivo de o efluente papeleiro Kraft E1. Fatores como biodegradabilidade do efluente a ser tratado, estado estacionário do reator, parâmetros operacionais como monitoramento físico-químico e biológico, entre outros, são apresentados.

Palavras-chave: lodo ativado, tratamento de efluentes, fatores operacionais.

ASSEMBLY, START AND OPERATION OF AN ACTIVATED SLUDGE REACTOR FOR THE INDUSTRIAL EFFLUENTS TREATMENT: PHYSICO CHEMICAL AND BIOLOGICAL PARAMETERS

ABSTRACT

Although of the immense available bibliography regarding the activated sludge process, little it is found in relation to the basic procedure to be adopted to implant, to activate and to monitor a reactor of activated sludge in laboratory scales. This article describes the assembly, departure and operation of an activated sludge system, operating in continuous process, at a laboratory scale, to study effluents treatments, using as example, Kraft E1 pulp mill effluent. Factors as biodegradability of the effluent to be treated, stationary state of the reactor, conventional operation parameters as physical chemistry and biological parameters are presented.

Keywords: water activated sludge, effluent treatment, operational factors.

Trabalho recebido em 12/03/2008 e aceito para publicação em 25/03/2008.

¹ Bióloga pela Universidade Estadual de Campinas. Técnica do Herbário UEC - Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas. Laboratório de Química Biológica. Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Cidade Universitária. CP: 6154 CEP: 13083-970. E-mail: cordi@unicamp.br

² Doutora em Ciências pelo Instituto de Química da UNICAMP. Técnica de nível superior da Embrapa Meio-Ambiente, Laboratório de Resíduos de Pesticidas, Jaguariúna-SP. E-mail: massalin@cnpma.embrapa.br

³ Professora da Faculdade de Engenharia Química da Universidad de la Frontera, Chile. Departamento de Ingeniería Química. Avenida Francisco Salazar n. 01145, Universidad de la Frontera - Casilla 54-D, Temuco, Chile. E-mail: mcdiez@ufro.ch

⁴ Professor Titular no Instituto de Química da UNICAMP. Instituto de Química - Laboratório de Química Biológica. Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Cidade Universitária. CP: 6154 CEP: 13083-970. E-mail: duran@iqm.unicamp.br

1. INTRODUÇÃO

Atualmente existe um grande interesse, tanto de ordem econômica quanto sanitária e social em que os despejos domésticos e industriais sejam submetidos a tratamentos adequados antes de seu lançamento em corpos aquáticos. Levantamentos ambientais, como os realizados pela CETESB e pelo Ministério da Saúde em 2005, são bastante alarmantes (CETESB, 2005; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2005). Só no estado de São Paulo, a carga orgânica remanescente nos corpos aquáticos, de origem doméstica foi de 1.458 t DBO_{5,20} d⁻¹, enquanto que a industrial foi de 13.013 t DBO_{5,20} d⁻¹, que juntamente com o oxigênio dissolvido e o nitrogênio amoniacal foram responsáveis pelo comprometimento de 30 % dos recursos hídricos do território paulista (MORITA, 2001).

Os tratamentos baseados em processos biológicos são os mais utilizados atualmente, uma vez que podem ser aplicados à maioria dos efluentes gerados, sejam eles de origem domésticas ou industriais, permitindo o tratamento de grandes volumes de efluentes, transformando compostos tóxicos em CO₂ e H₂O (ou CH₄ e CO₂) com custos relativamente baixos. A principal aplicação deste tipo de processo está orientada na remoção da matéria orgânica presente nos

rejeitos, medidos como demanda química (DQO) e bioquímica (DBO) de oxigênio (FREIRE et al., 2000).

O tratamento biológico aeróbio é uma reprodução do mecanismo de biodegradação que ocorre naturalmente nos rios, a autodepuração. Este processo se realiza através da estabilização biológica (biodegradação) da matéria orgânica. Em condições aeróbias, o mecanismo envolvido na biodegradação (processada por bactérias) é a respiração celular que promove a oxidação de compostos orgânicos com quebra de moléculas complexas, transformando-as em moléculas mais simples e mais estáveis. Neste caso, o oxigênio é o principal aceptor de elétrons gerados a partir da degradação destes compostos. Além disso, durante o metabolismo respiratório ocorre a liberação de energia necessária para o crescimento e manutenção das células bacterianas (VAZOLLÉR et al., 1991).

Nos últimos anos, o grande desenvolvimento da microbiologia tem propiciado a utilização de processos biológicos (tanto aeróbios como anaeróbios) na remediação de efluentes industriais, sendo as formas mais aplicadas a lagoa aerada e lodos ativados (FERNANDO & FEDORAK, 2005), sendo este mais versátil e eficiente (SINGH & THAKUR, 2006; AGDAG &

SPONZA, 2005, POKHREL & VIRARAGHAVAN, 2004). O processo de lodos ativados pode ser definido como um processo fermentativo, aeróbio, contínuo, com reciclo de biomassa que constitui em um inóculo permanente e aclimatado (VAZOLLÉR et al., 1991). Opera com pouco substrato auxiliar, sendo capaz de remover a toxicidade (crônica e aguda), e a carga orgânica do efluente em reduzidos tempos de retenção hidráulica. Além disso, a área necessária para a implantação de um sistema de lodos ativados é bastante reduzida (FREIRE et al., 2000; VON SPERLING, 1997).

A etapa de depuração biológica ocorre no tanque de aeração ao qual é introduzido o efluente a ser tratado. O lodo biológico encontra-se misturado com o meio líquido. É formado por diferentes bactérias agregadas sob a forma de flocos biologicamente ativos, que origina propriamente o nome de lodos ativados.

Embora o meio ambiente seja aquático, os organismos presentes não são necessariamente os mesmos de ambientes naturais de água doce (VAZOLLÉR et al., 1991). A microbiota é composta por diversos tipos de bactérias, que constituem aproximadamente 95 % da biomassa. Uma vez que a comunidade do lodo ativado é especializada, sua composição é dependente da qualidade do substrato e das

condições ambientais do tanque de aeração. Para um sistema operando adequadamente, as bactérias com morfologia de bastonetes Gram-negativos são predominantes, embora bactérias filamentosas também estejam presentes tanto no floco quanto livres (ALÉM SOBRINHO, 1996). Seu crescimento deve ser controlado, pois pode causar problemas na decantação do lodo (ALÉM SOBRINHO, 1996).

Como representantes da microbiota, encontram-se os protozoários e micrometazoários que desempenham o papel de bioindicadores do processo, pois são susceptíveis às múltiplas influências, como por exemplo, a natureza do despejo, pH, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) etc. Além disso, podem ser identificados com relativa facilidade, ao contrário das bactérias, cuja identificação é lenta e bastante onerosa (VAZOLLÉR et al., 1991).

É interessante que a população bacteriana presente no sistema de lodos ativados permaneça em sua maioria na fase endógena, pois é nesta fase que ocorre a diminuição da biomassa devido a autooxidação (metabolismo endógeno) além de ocorrer à floculação bacteriana, característica bastante importante do processo, pois permite a separação da

biomassa (que retorna ao sistema) e do efluente tratado.

Muitas pesquisas têm sido desenvolvidas, em escala de laboratório, para estudar a aplicação e otimização do processo de lodos ativados aos mais diversificados tipos de efluentes, o que torna extremamente importante conhecer os parâmetros ambientais, operacionais e cinéticos envolvidos no sistema (SIN et al., 2005).

Apesar da imensa bibliografia disponível a respeito do processo de lodos, pouco é encontrado quanto ao procedimento básico a ser adotado para implantar, ativar e monitorar um reator de lodos ativados, em escala de laboratório o que torna o desenvolvimento da pesquisa um processo mais lento.

Este artigo tem por objetivo descrever a montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados, operando em sistema contínuo, em escala de laboratório, para sua utilização em estudos de tratamentos de efluentes, utilizando como exemplo, o efluente papelheiro Kraft E1. Fatores como biodegradabilidade do efluente a ser tratado, adaptação da biomassa, alimentação do reator, estado estacionário do reator, relação alimento-microrganismo (A/M) e parâmetros convencionais de monitoramento são apresentados. Além disso, o desempenho

do sistema de lodos ativados na remediação do efluente papelheiro também é discutida.

2. TESTE DE BIODEGRADABILIDADE DO EFLUENTE

Antes de se aplicar um tratamento biológico, à remediação de um efluente, é necessário determinar-se sua biodegradabilidade. Isto pode ser realizado de maneira bastante simples, dispensando até mesmo a utilização de reatores. Um erlenmeyer poderá desempenhar o papel de um reator tipo batelada. O procedimento deve envolver o efluente de interesse, a biomassa, agitação e temperatura controlada. De maneira simplificada, adiciona-se biomassa ao efluente de interesse numa razão biomassa/efluente de 10:90 (v/v). Mantém-se o sistema sob aeração constante de forma a resultar numa concentração de oxigênio dissolvido compreendida entre 2 e 4 mg L⁻¹, agitação controlada e temperatura de aproximadamente 25 °C. A cada intervalo de 24 h retira-se pequenas alíquotas do efluente, repetindo-se este procedimento durante 7 dias (DIEZ et al., 2002). Um outro ensaio deve ser realizado simultaneamente, sendo que a única diferença em relação ao anterior é a correção dos nutrientes necessários aos

microrganismos, segundo a relação DBO:N:P na proporção de 100:5:1, utilizando-se como referencial a DBO do efluente. O principal parâmetro analítico utilizado para a verificação da biodegradabilidade do efluente é a remoção da demanda química de oxigênio (DQO) do efluente, que deve ser gradativa, em ambos os casos, sendo que a diferença entre ambas as amostras testes deve ser muito pequena. A capacidade da remoção da carga orgânica pela biomassa inoculada no sistema, com adição ou não de nutrientes (N e P) indica que o efluente pode ser submetido à remediação por meio de processos biológicos.

3. MODELO ESQUEMÁTICO DO SISTEMA DE LODO ATIVADO

Existem diversos modelos de reatores que podem ser utilizados no tratamento de efluentes por sistemas

biológicos. O sistema descrito a seguir constitui um típico sistema de lodos ativados operando em fluxo contínuo. O reator foi desenvolvido na Faculdade de Engenharia Química da Universidad de la Frontera - Chile, sob coordenação da Profa. Dra. Maria Cristina Diez. e aplicado no Instituto de Química - UNICAMP, sob orientação do Prof. Dr. Nelson Durán. A Figura 1 apresenta um modelo esquemático deste sistema, cuja grande vantagem, além de sua simplicidade, é o baixo custo necessário à sua construção.

O sistema é constituído de uma unidade aeróbia e cilíndrica com capacidade volumétrica de 2,5 L, na qual ocorre a entrada do efluente a ser tratado. Esta unidade apresenta-se conectada à parte inferior de um decantador anaeróbio cônico e cuja capacidade volumétrica é de 1,5 L, no qual há a separação da biomassa do efluente tratado.

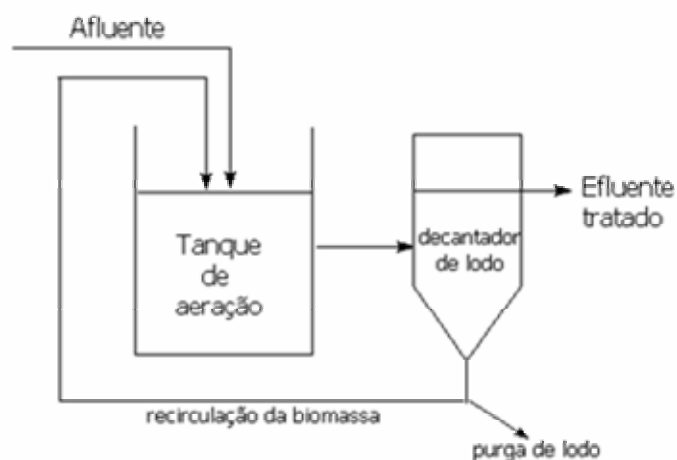


Figura 1. Modelo esquemático do reator de lodos ativados.

Ambas as unidades são construídas em acrílico, podendo ser substituído por vidro.

O sistema de recirculação é representado por um tubo de vidro com entrada lateral para ar, que impulsiona a recirculação do lodo. O ar necessário para promover a oxigenação do reator e que também possibilita a agitação contínua da biomassa, é proveniente de um compressor de pequeno porte (podem ser utilizados modelos desenvolvidos para aquários domésticos), dotado de difusores de ar. Para impulsionar a recirculação periódica do lodo, utiliza-se um sistema similar com ausência de difusores e presença de um temporizador. A alimentação do sistema é feita continuamente por meio de uma bomba peristáltica, cuja vazão é dependente do tempo de retenção hidráulica (TRH) requerido. Sistemas similares foram utilizados com sucesso no tratamento de efluentes industriais (DIEZ et al., 2002; DIEZ et al., 1996).

4. ALIMENTAÇÃO DO REATOR

Os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica necessitam de outros nutrientes, além do carbono, para suas atividades metabólicas; sendo os principais nitrogênio (N) e fósforo (P) (SOTEMANN et al, 2005). Para que o nitrogênio seja utilizado pelos

microrganismos é necessário que esteja numa forma amoniacal ou nitrato, as quais são assimiláveis pelos mesmos (VON SPERLING, 1997). Desta forma é necessário determinar-se a DBO do efluente a ser tratado, bem como o teor de nitrogênio e fósforo presente, para posteriormente se realizar a correção adequada dos nutrientes segundo a relação DBO:N:P (100:5:1) usualmente utilizada para estes sistemas (VON SPERLING, 1997). A adição de N pode ser feita na forma de uréia, sulfato ou nitrato de amônia, enquanto que a de fósforo na forma de superfosfato triplo ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$), fosfato de amônio ou ortofosfato dihidrogenado de potássio, todos em solução aquosa (DIEZ et al., 2002; HEREDIA et al, 2000; SAUNAMAKI, 1994). Há trabalhos na literatura que expressam o carbono em termos de DQO ao invés da DBO sem, contudo, relatar a razão ou mesmo as conseqüências desta substituição (HEREDIA et al, 2000).

Além da correção de nutrientes, é necessário que o pH do efluente utilizado na alimentação do reator esteja em torno de 6,8 e 7,2 ajustado com soluções de ácido sulfúrico e hidróxido de sódio 5 mol L^{-1} . O reator deve ser continuamente alimentado com o efluente a ser tratado, já feitas as correções necessárias.

5. ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA

A capacidade dos microrganismos em degradar compostos orgânicos tóxicos é bem conhecida, entretanto, na prática, poucos sistemas são altamente eficientes devido ao pobre controle dos microrganismos envolvidos na biodegradação (WILMES & BOND, 2004).

A partida de um sistema de lodos ativados quando colocados à frente de compostos de difícil degradação pode ocasionar sérios problemas ao processo e até mesmo interromper as atividades biológicas no interior do sistema. No tratamento de despejos industriais, em especial àqueles projetados para a remoção de poluentes específicos, torna-se necessário à adaptação da biomassa para que esta seja capaz de degradá-los. Assim sendo, a capacidade de degradação do sistema de lodos ativados pode ser aumentada se o inóculo for adaptado (NAKAMURA et al., 2005).

Uma variedade de fenômenos tem sido propostos para explicar esta fase, como por exemplo, a ocorrência de um processo de seleção e multiplicação dos organismos selecionados. O tempo necessário para que a adaptação ocorra a contento depende da fonte de biomassa utilizada, temperatura, pH, concentração de

oxigênio dissolvido, idade do lodo e do tipo de substrato utilizado.

A adaptação dos microrganismos pode ser feita basicamente de duas maneiras, sendo elas, adaptação por clonagem de genes, cuja prática é centrada para culturas puras ou adaptação natural (WENDEROTH et al., 2003), que é mais utilizada para processos biológicos.

Na literatura encontram-se descritos o tempo de duração da fase de adaptação para alguns substratos. No caso de compostos fenólicos, a fase de adaptação da biomassa tende a ser mais longa devido a toxicidade dos compostos a serem tratados (KARGI & EKER, 2006). Para o efluente papelheiro Kraft E1 a biomassa foi adaptada durante 40 dias, utilizando-se biomassa proveniente de uma estação de tratamentos de efluentes, essencialmente doméstica.

Dados como estes demonstram que não é possível estabelecer-se um padrão de tempo necessário à aclimação da biomassa, uma vez que depende das condições específicas do sistema (MARCHETTO et al., 2003). Isto é bastante comum em processos que envolvem biotecnologia, nos quais as condições determinadas para um sistema específico não podem ser estendidas a outros sistemas.

A alimentação da biomassa presente no reator deve ser feita continuamente durante esta fase, de maneira a se obter elevados tempos de retenção hidráulica, que poderá ser diminuído ao longo do processo de adaptação dos organismos.

O monitoramento do sistema durante a fase de adaptação da biomassa pode ser restringido à determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), uma vez que indicam respectivamente, a concentração aproximada de lodo e microrganismos presentes no sistema. Desta forma acompanha-se o crescimento da biomassa até que valores típicos de sólidos em suspensão voláteis sejam atingidos (entre 1500 e 4000 mg SSV L⁻¹, dependendo do tipo de sistema utilizado), segundo Von Sperling (1997). O crescimento da biomassa é indicativo de que a microbiota é capaz de assimilar a matéria orgânica presente no efluente, promovendo assim a sua degradação (LIWARSKA-BIZUKOJC, 2005).

A fase de adaptação da biomassa é concluída quando o equilíbrio entre a produção e retirada de lodo produzido é estabelecido, bem como quando o estado estacionário do reator é atingido.

6. ESTADO ESTACIONÁRIO DO REATOR

Nenhum tratamento poder ser iniciado sem que o reator tenha atingido o estado estacionário. Para tanto é necessário que a concentração de sólidos suspensos voláteis atinja um valor constante o que implica num equilíbrio entre a geração e a retirada de biomassa excedente. Desta forma determina-se arbitrariamente a idade do lodo (tempo de residência celular) desejada, sendo os valores típicos compreendidos entre 4 e 30 dias, dependendo do sistema aplicado (VON SPERLING, 1997).

O volume de lodo excedente a ser retirado do sistema de lodos ativados está diretamente relacionado com a idade do lodo e o volume do reator. Tal retirada pode ser feita em dois pontos distintos (desconsiderando-se os sólidos suspensos no efluente). Um deles, que também é denominado controle hidráulico, ocorre quando a retirada do lodo excedente é feita diretamente no reator. Opcionalmente pode ser retirado na linha de recirculação, embora a retirada de lodo diretamente do reator seja mais simples e adequada. Assim, caso se deseje manter a idade do lodo em 20 dias, basta retirar 1/20 do volume do reator de lodo por dia. A condição de estado estacionário é verificada quando a média de medidas

consecutivas de um determinado parâmetro apresente desvio padrão menor que 5% (DIEZ et al., 2002).

Usualmente, o parâmetro mais utilizado é a determinação da DQO do efluente na saída do reator, devido principalmente a sua facilidade de determinação. Outros parâmetros podem ser avaliados, em função das características típicas do efluente utilizado como substrato para a adaptação da biomassa. Por exemplo, a remoção de fenóis totais, típicos de efluente papreiro, pode ser utilizada para este caso em específico.

7. PARTIDA E ATIVAÇÃO DO REATOR DE LODO ATIVADO

O procedimento a ser seguido para partida e ativação do reator de lodos ativados pode ser descrito, de maneira bastante simples, pelas etapas descritas abaixo:

1. Caracterização físico-química do efluente a ser tratado pelo sistema de lodos ativados;
2. Determinação da relação DBO:N:P adequada ao efluente a ser tratado;
3. Introdução da biomassa na unidade aeróbia do reator. A concentração de sólidos suspensos voláteis deve ser inferior à desejada para o tratamento, para

que possa haver tempo hábil ao crescimento e adaptação da mesma;

4. Fornecimento de oxigênio ao sistema, por meio de um difusor conectado a um compressor de pequeno porte;

5. Iniciar a etapa de alimentação do reator com o efluente de interesse, por meio de uma bomba peristáltica, cuja vazão esteja adequada ao tempo de retenção hidráulica desejado;

6. Monitorar o crescimento da biomassa, através da determinação de sólidos suspensos voláteis;

7. Iniciar a retirada de lodo excedente, de forma a atingir o equilíbrio entre a produção e retirada de lodo excedente;

8. Aguardar que o reator atinja o estado estacionário;

9. Iniciar o tratamento propriamente dito.

8. PARÂMETROS DE CONTROLE E MONITORAMENTO

8.1. Relação alimento/microrganismo (A/M)

Este é um dos parâmetros mais utilizados para o controle do sistema de lodos ativados. Esta relação também é muito conhecida como F/M, termo

originário do inglês, “food/microorganisms”. Baseia-se na relação existente entre a matéria orgânica do efluente a ser tratado e a quantidade de microrganismos necessários para degradá-la. Está relacionada com a eficiência do sistema, com o índice volumétrico do lodo (IVL), além das características de composição do lodo (CAO et al., 2005).

A quantidade de matéria orgânica disponível para que as bactérias, degradadoras primárias, utilizem como alimento pode ser medida como DBO ou DQO do efluente a ser tratado. Já a quantidade de microrganismos é normalmente expressa como sólidos suspensos voláteis presentes no lodo. Esta relação pode ser expressa pela seguinte equação:

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot DBO}{V \cdot SSV} \quad (1)$$

em que, Q é a vazão do efluente utilizado na alimentação do reator ($L \text{ d}^{-1}$), DBO é a demanda bioquímica do efluente ($g \text{ L}^{-1}$), V é o volume da unidade aerada do reator (L) e SSV são os sólidos suspensos voláteis ($g \text{ L}^{-1}$). A razão A/M é expressa em g DBO fornecida por dia/g SSV.

Baixas razões A/M implicam numa quantidade insuficiente de alimento para manter o crescimento dos microrganismos que passam para a fase de respiração

endógena. O resíduo formado em decorrência do metabolismo endógeno é formado em sua maioria por cápsulas celulares, leves, cujo lodo resultante é de baixa qualidade. Para valores elevados de A/M ocorre predominância de organismos filamentosos (BITTON, 1994), o que faz com que a maior parte do lodo permaneça em suspensão indefinidamente, este fenômeno é conhecido por “bulking”.

É possível determinar-se a melhor relação A/M em função do substrato utilizado. Para isto é necessário determinar-se valores de A/M e relacioná-los com a eficiência na remoção de DBO, ou mesmo DQO.

8.2 Índice volumétrico do lodo (IVL)

Este parâmetro define-se como sendo o volume ocupado por um grama de sólidos presente no reator, após um período de sedimentação de 30 minutos. O IVL se define pela seguinte equação:

$$IVL = \frac{V}{SS} \quad (2)$$

em que V é o volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação (realizado numa proveta de 1000 mL) e SS é a concentração de sólidos suspensos no reator, sendo o IVL expresso em $mL \text{ g}^{-1}$.

Este parâmetro é indicador das características de decantação dos lodos

além de estar relacionado com a razão A/M.

Na literatura é possível encontrar-se uma série de valores referenciais para este parâmetro, por exemplo, um IVL de até 100 mL g⁻¹ é considerado um lodo de boa sedimentabilidade, já valores superiores à 300 mL g⁻¹, indica uma péssima capacidade de sedimentação do lodo, podendo ser facilmente eliminado junto com o efluente tratado, na saída do decantador, o que leva a uma diminuição da capacidade depurativa do sistema (CAO et al., 2005).

8.3. Análise da microbiota

A microbiota é indicadora do conjunto de parâmetros do processo de lodos ativados, uma vez que sua natureza varia com o nível de depuração, com a concentração de oxigênio dissolvido, com a presença de substâncias tóxicas (ANDREOLI & BONNET, 2000; LAVALLEE et al., 2005), daí a importância em se realizar a análise da microbiota do sistema (BUITRÓN & GONZÁLES, 1996).

A análise qualitativa dos protozoários pode ser feita microscopicamente com Microscópio Óptico e os organismos podem ser agrupados em: Filo Protozoa, sendo as classes sarcodina, ciliata, mastigophora; e Micrometazoários sendo eles rotíferas,








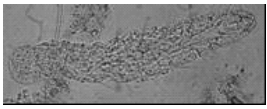
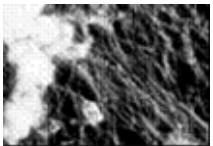
nematóides e anélidas, podendo ser observados com aumento de 100 a 1000 vezes (CORDI et al., 2007). A Tabela 1 apresenta as relações existentes entre os microrganismos presentes e as condições de desempenho dos sistemas de lodos ativados (VAZOLLÉR et al., 1997, CORDI et al., 2007).

8.4. Parâmetros físico-químicos

Além dos parâmetros descritos anteriormente, outros devem ser utilizados para monitorar o sistema de lodos ativados, uma vez que podem ajudar a explicar possíveis alterações ocorridas no desempenho desses reatores biológicos aerados, como por exemplo, pH, temperatura, medida de oxigênio dissolvido (OD), sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), tendo cada um deles uma frequência específica.

O pH pode ser determinado pelo uso de pHmetro dotado com eletrodo de vidro combinado, de preferência de campo, para facilitar na realização das medidas. O mesmo pode ser estendido para a determinação de oxigênio dissolvido, utilizando-se um analisador portátil de oxigênio; sólidos suspensos totais e voláteis, segundo a metodologia APHA. Todas as análises devem ser realizadas diariamente, com exceção dos sólidos suspensos totais e voláteis, que podem ser realizados a cada dois ou três dias.

Tabela 1. Microrganismos indicadores das condições de depuração.

Microrganismos	Características do processo	Exemplo
Predominância de flagelados e rizópodes	Início de operação Baixa idade do lodo	
Predominância de flagelados	Deficiência de aeração, Má depuração Sobrecarga orgânica	
Predominância de cílios pedunculados e livres	Boas condições de depuração	
Predominância de <i>Arcella</i> (rizópodes com teca)	Boa depuração	
Predominância de <i>Aspidisca costata</i>	Nitrificação	
Predominância de <i>Trachelophyllum sp.</i> (ciliado livre)	Alta idade do lodo	
Predominância de <i>Vorticella microstoma</i>	Efluente de má qualidade	
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de oxigênio dissolvido	
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo “Bulking” filamentoso	

O ideal é que a determinação do pH seja realizada no afluente, unidade aeróbia e unidade de separação do lodo. A temperatura e o oxigênio dissolvido podem ser determinados apenas na unidade aeróbia. Sólidos suspensos totais e voláteis, na unidade aeróbia, bem como na recirculação do sistema.

9. DESEMPENHO DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS NA REMEDIAÇÃO DO EFLUENTE PAPELEIRO KRAFT E1: UM ESTUDO DE CASO.

A remediação do efluente papelero Kraft E1, pelo sistema de lodos ativados, foi estudada em escala de laboratório, utilizando o sistema e o roteiro de partida e ativação apresentado anteriormente. Os parâmetros adotados para estudar a eficiência do tratamento foram: remoção de DQO (APHA, 1995a), fenóis totais (APHA, 1995b) e cor (ATLOW et al., 1984). O tempo de retenção hidráulica permaneceu em 20 horas e adotou-se a idade do lodo igual a 20 dias. A Tabela 2 apresenta a caracterização inicial do efluente papelero Kraft E1.

A biomassa utilizada é proveniente de uma estação de tratamento de efluentes domésticos situada na cidade de Campinas, estado de São Paulo. A concentração inicial de sólidos suspensos totais foi de

aproximadamente 1500 mg L⁻¹. O pH no interior do reator aeróbico foi mantido em aproximadamente 7,5 e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) em 6,0 mg L⁻¹.

Devido ao fato do reator ser mantido à temperatura ambiente, observaram-se variações de temperatura entre 24 e 28 °C. Ao final de 40 dias, observou-se a estabilização do sistema através de taxas constantes de remoção de DQO solúvel (45 %), o que determinou o término da fase de adaptação da biomassa. A Figura 2 apresenta os valores de remoção de DQO durante a fase de adaptação da biomassa até o instante em que o sistema atingiu o estado estacionário. O valor de sólidos suspensos totais e voláteis, ao final desta fase, permaneceram entre 3340 e 2790 mg L⁻¹ respectivamente, caracterizando-se o crescimento da biomassa. Na Figura 3 são apresentadas as variações de sólidos suspensos totais e voláteis durante o tratamento do efluente papelero.

O IVL do sistema de lodos ativados permaneceu entre 53,9 e 100,9 mL g⁻¹, indicando uma boa sedimentabilidade do lodo. A cor do efluente papelero é resultado da presença de ligninas e de taninos polimerizados que não são tóxicos, mas são pouco biodegradáveis, justificando a pequena remoção obtida por processos biológicos de maneira geral (DIEZ et al. 2002).

Tabela 2. Caracterização inicial do efluente papelero Kraft E1

Parâmetro	Cor (456 nm)	pH	COT (mg L ⁻¹)	Fenóis Totais (mg L ⁻¹)	DQO(mg L ⁻¹)
Valor	0,204	9.68	438	26.94	1858,6

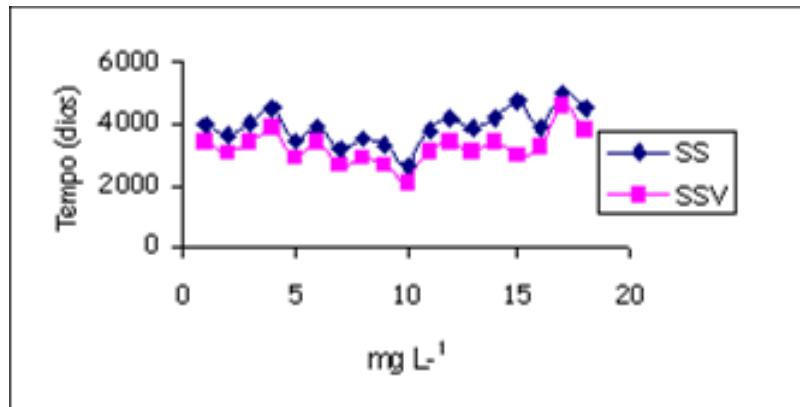


Figura 2. Remoção de DQO ao longo da fase de adaptação da biomassa e estabilização do reator.

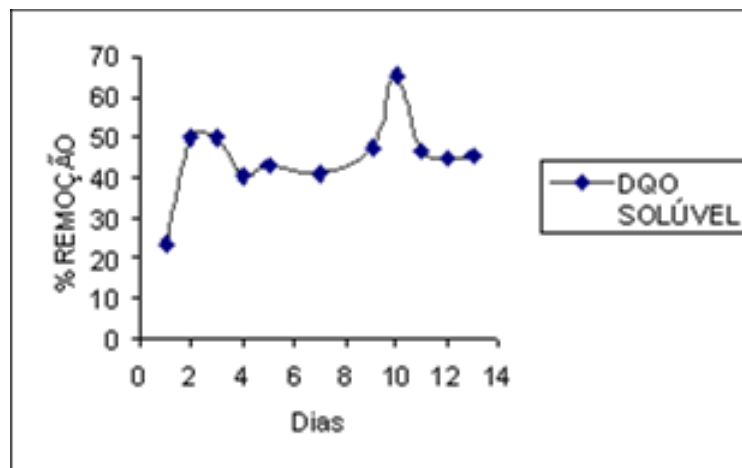


Figura 3. Variação da concentração de SST e SSV durante o tratamento do efluente papelero Kraft E1.

Mesmo em elevados tempos de retenção hidráulica, como o adotado neste estudo a máxima eficiência de remoção de cor foi de 36 %. Resultados semelhantes foram obtidos para a remoção de fenóis totais. É bem conhecido que compostos fenólicos inibem a biomassa presente em sistemas de tratamento biológico assim, para degradá-los, é necessário manter um elevado TRH.

A demanda química de oxigênio (DQO) representa tanto o material orgânico quanto inorgânico, que pode ou não ser biodegradável pelo sistema biológico. A eficiência de remoção de DQO foi de 50 %. Este valor é relativamente alto se consideramos que o

efluente papelero apresenta uma elevada fração de compostos de baixa biodegradabilidade.

9.1 Controle Biológico

Durante a fase de aclimação, fez-se um acompanhamento microscópico da microbiota presente no lodo, com o objetivo de avaliar as possíveis alterações da população, em função da substituição do esgoto doméstico pelo efluente papelero. A Tabela 3 apresenta os organismos presentes no sistema de lodo ativado no início e no fim da fase de aclimação, bem como uma estimativa quantitativa dos mesmos.

Tabela 3. Protozoários encontrados no lodo durante a fase de aclimação.

	Protozoários	Início da Aclimação	Término da Aclimação
	Classe ciliata	Pouca quantidade de livres e fixos	Muitos livres e fixos
	Classe sarcodina	NI *	Muitos
Filo Protozoa	Classe mastigophora	Muitos e pequenos	Poucos
	Classe rotífera	Poucos	Muitos
	Classe nemátoda	Poucos	NI *
Filo Anelida		NI *	NI *

Na fase inicial da aclimação foi possível observar nematóides (bioindicadores da pobre sedimentabilidade do lodo), os quais não foram encontrados na fase final. A população de rotíferos, ciliados livres e fixos (indicativos da boa eficiência do processo) aumentou significativamente ao final da aclimação. Os protozoários encontrados no lodo são pertencentes ao Filo Protozoa, sendo as classes sacordina, ciliata, mastigophora, rotífera, nemátoda, Filo Anelida e Filo Tardigrada.

Pela análise morfológica das bactérias presentes no lodo na fase final da aclimação, identificaram-se predominantemente bastonetes, cocos e diplococos, sendo observadas, também espiroquetas. Quanto à composição da parede celular apenas bactérias Gram negativas foram observadas.

10. CONCLUSÃO

Embora muitos outros fatores estejam envolvidos com a operação e monitoramento de um sistema de lodos ativados, os aqui apresentados são suficientes para partir e operar um sistema em escala de laboratório. Dentre tudo o que foi discutido, a etapa de adaptação da biomassa e o estado estacionário do sistema merecem especial atenção, uma

vez que são determinantes para um tratamento eficiente.

No caso do efluente papelero esta fase se concluiu após 40 dias. O sistema biológico foi capaz de remover 50 % da DQO do efluente papelero, bem como 36 % da concentração de fenóis totais no tempo de retenção hidráulica estudado.

Os protozoários predominantes na biomassa são representantes das classes ciliata, sacordina e rotífera. Quanto às bactérias, apenas Gram negativas foram observadas, possivelmente por terem sido selecionadas durante a aclimação do reator e responsáveis pela degradação primária do substrato.

Ao avaliarmos a microbiota do sistema de lodos ativados fica evidente a adaptação dos organismos ao efluente estudado, assim como são parâmetros claros das condições do sistema.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq e à FAPESP pelo apoio financeiro. Ao Dr. Alexandre Nunes Ponezi, do CPQBA-UNICAMP, pelo auxílio na identificação da microbiota dos sistemas de lodos ativados.

REFERÊNCIAS

- AGDAG, O., Sponza, D.T. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 895-902, 2005.
- ALÉM SOBRINHO, P. **II Curso Internacional sobre Controle da Poluição das Águas**. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental-CETESB, 1996.
- ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**. 1st, Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, 2000. p. 86.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington: APHA, N^o 5220 C 5-12, 1995a.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington: APHA. N^o 5550 B 5-41, 1995b.
- ATLOW S. C.; BONADONNAAPARO L.; KLIBANOV A. M. Dephenolization of industrial wastewaters catalyzed by polyphenol oxidase. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 26, p. 599-603, 1984.
- BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 1. ed., New York: Wilry-Liss, 1994.
- BUITRÓN, G. & GONZÁLES, A. Characterization of the microorganisms an acclimated activates sludge degrading phenolic compounds. **Water Science and Technology**, v. 34, p.289-294, 1996.
- CAO, Y.S., et al. Performance analysis of anoxic selector in upgrading activated sludge process in tropical climate. **Water Science and Technology**.v. 52, p. 27-37, 2005.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) **Relação de áreas contaminadas no Estado de São Paulo** - Novembro de 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 20 jan. 2006.
- CORDI, L.; ALMEIDA, E. S.; ASSALIN, M. R.; DURAN, N. Intumescimento filamentososo no processo de lodos ativados aplicado ao tratamento de soro de queijo: caracterização e uso de floculantes para melhorar a sedimentabilidade. **Engenharia Ambiental**, v. 4, n. 2, p. 26-37, 2007.
- DIEZ, M. C. et al. Operational factors and nutrient effects on activated sludge treatment of Pinus radiata kraft mill wastewater. **Bioresource Technology**, v. 83, p. 131-138, 2002.
- DIEZ, M.C.; INOSTROZA, L.; RAMIREZ, S. Efficiency evaluation of activated sludge treatments of wastewater from fiber board manufacturing. **Biotechnology Letters**, v. 18, p. 187-192, 1996.
- FERNANDO, N.L., FEDORAK, P.M. Changes at art activated sludge sewage treatment plant alter the numbers of airborne aerobic microorganisms. **Water Research**, v. 39, p. 4597- 4608, 2005.
- FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, p. 504-511, 2000.

- HEREDIA, B.J. et al. Treatment of black-olive wastewaters by ozonation and aerobic biological degradation. **Water Research**. v. 34, p. 3515-3522, 2000.
- KARGI, F.; EKER, S. Effect of sludge age on performance of an activated sludge unit treating 2,4 dichlorophenol-containing synthetic wastewater. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 38, p. 60-64, 2006.
- LAVALLEE, B., LESSARD, P., VANROLLEGHEM, P. A. Modeling the metabolic adaptations of the biomass under rapid growth and starvation conditions in the activated sludge process. **Journal of Environmental Engineering and Science**. v. 4, p. 533-548, 2005.
- LIWARSKA-BIZUKOJC, E. Application of image analysis techniques in activated sludge wastewater treatment process. **Biotechnology Letters**. v. 27, p. 1427-1433, 2005.
- MARCHETTO, M., et al. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon. **Brazilian Journal of Microbiology** v. 34, p. 104-110, 2003.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE **Sistema Nacional de Vigilância em Saúde - relatório de situação**. Disponível em: <<http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/sp.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2006.
- MORITA, D.M. Situação ambiental do Estado de São Paulo e necessidade de pesquisa. In: **Encontro sobre Aplicações Ambientais de Processos Oxidativos Avançados**, I, 2001, Águas de São Pedro.
- NAKAMURA E.M., et al. Study and development of LDPE/starch partially biodegradable compounds. **Journal of Materials Processing Technology**. v. 162, p. 236-241, 2005.
- POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater- a review. **Science of the Total Environment**, v. 333, p. 37-58, 2004.
- SAUNAMAKI, R. Experimental-study on the control of nutrients in activated-sludge treatment. **Water Science and Technology**, v. 29, p.329-342, 1994.
- SIN,G., et al. A new approach for modeling simultaneous storage and growth processes for activated sludge system under aerobic conditions. **Biotechnology and Bioengineering** ,v. 92, p. 600-613, 2005.
- SINGH, P.; THAKUR I.S. Colour removal of anaerobically treated pulp and paper mill effluent by microorganisms in two steps bioreactor. **Bioresource Technology** v. 97, p. 218-223, 2006.
- SOTEMANN, S.W. et al. Integrated biological, chemical and physical processes kinetic modeling part-1- Anoxic-aerobic C and N removal in activated sludge system. **Water SA**. v. 31, p. 529-544, 2005.
- VAZOLLÈR, R. F.; GARCIA, A. D.; CONCEIÇÃO NETO, J. **Microbiologia de Lodos Ativados - Série Manuais**. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: CETESB, 1991. p.23.
- VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. p. 416.

WENDEROTH, D.F. et al.; Bacterial community dynamics during biostimulation and bioaugmentation experiments aiming at chlorobenzene degradation in groundwater. **Microbial Ecology** v. 46, p.161-176, 2003.

WILMES, P.; BOND P.L. The application of two-dimensional polyacrylamide gel electrophoresis and downstream analyses to a mixed community of prokaryotic microorganisms. **Environmental Microbiology** v. 6, p. 911-920, 2004.