

Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

**MONITORAMENTO DE REATOR HÍBRIDO EM BATELADAS
SEQUENCIAIS (RHBS) UTILIZANDO MÉTODOS
RESPIROMÉTRICOS**

Jamile Wagner

FLORIANÓPOLIS, (SC)
FEVEREIRO/2008

Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

**MONITORAMENTO DE REATOR HÍBRIDO EM BATELADAS
SEQUENCIAIS (RHBS) UTILIZANDO MÉTODOS
RESPIROMÉTRICOS**

Jamile Wagner

**Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para Conclusão
do Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental**

Orientadora

Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa

Co - orientadora

Rosane Hein de Campos

FLORIANÓPOLIS, (SC)

FEVEREIRO/2008

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**MONITORAMENTO DE REATOR HÍBRIDO EM BATELADAS SEQUENCIAIS
(RHBS) UTILIZANDO MÉTODOS RESPIROMÉTRICOS**

JAMILE WAGNER

**Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental–TCC II**

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
(Orientador)

Eng. Cláudia Lavina Martins
(Membro da Banca)

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli
(Membro da Banca)

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
FEVEREIRO/2008**

SUMÁRIO

| | |
|---|-------------|
| LISTA DE FIGURAS | v |
| LISTA DE TABELAS | vii |
| LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS | viii |
| RESUMO | ix |
| ABSTRACT | ix |
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2. OBJETIVOS | 2 |
| 2.1 Objetivo Geral | 2 |
| 2.2 Objetivos Específicos | 2 |
| 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 3 |
| 3.1 Tratamento Biológico de Efluentes | 3 |
| 3.1.1 Sistemas de Lodos Ativados | 4 |
| 3.1.1.1 Reator em Bateladas Seqüenciais (RBS) | 5 |
| 3.1.2 Sistemas Híbridos | 7 |
| 3.2 Biomassa | 8 |
| 3.2.1 Biomassa em Suspensão | 8 |
| 3.2.2 Biomassa Fixa | 9 |
| 3.3 Consumo de Oxigênio | 11 |
| 3.3.1 Oxidação da Matéria Orgânica Carbonácea | 11 |
| 3.3.2 Nitrificação | 13 |
| 3.3.2.1 Princípios da Nitrificação | 13 |
| 3.3.2.2 Fatores que Afetam a Nitrificação | 14 |
| 3.4 Método Respirométrico | 17 |
| 3.4.1 Determinação da Velocidade Específica de Respiração Celular | 18 |
| 3.4.2 Determinação da Repartição da Biomassa Ativa | 20 |
| 4. METODOLOGIA | 22 |
| 4.1 Instalações Experimentais | 22 |
| 4.2 Sistema Piloto | 23 |
| 4.2.1 Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais (RHBS) | 23 |
| 4.3 Testes Respirométricos | 26 |
| 4.3.1 Determinação da Velocidade Específica de Respiração Celular | 27 |
| 4.3.1.1 Procedimento do Ensaio no Reator (Procedimento On-line): | 27 |
| 4.3.1.2 Procedimento do Ensaio em Bancada: | 28 |
| 4.3.2 Determinação da Repartição da Biomassa Ativa | 28 |
| 4.3.2.1 Testes preliminares | 29 |
| 4.3.2.2 Testes respirométricos | 31 |
| 4.3.2.2.1 Procedimento do Ensaio no Lodo: | 31 |
| 4.3.2.2.2 Procedimento do Ensaio no Suporte: | 32 |
| 4.3.2.3 Cálculo da Biomassa Ativa | 33 |
| 4.3.2.4 Repartição e Distribuição da Biomassa | 34 |

| | | |
|-------|---|----|
| 4.4 | Análises Laboratoriais | 36 |
| 5. | RESULTADOS E DISCUSSÕES | 36 |
| 5.1 | Testes Respirométricos da Etapa 1 | 36 |
| 5.2 | Testes Preliminares no Lodo e no Biofilme | 45 |
| 5.3 | Testes Respirométricos da Etapa 2 | 50 |
| 5.3.1 | Repartição da Biomassa Ativa | 54 |
| 6. | CONCLUSÕES | 56 |
| 8. | RECOMENDAÇÕES | 57 |
| 9. | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 58 |
| | ANEXOS | 65 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Classificação dos processos biológicos de acordo com a locação da biomassa dentro do reator. | 3 |
| Figura 2. Fases de operação de um reator em bateladas seqüenciais. | 6 |
| Figura 3. Estrutura típica de um floco de lodo ativado..... | 9 |
| Figura 4. Representação esquemática de um biofilme. | 10 |
| Figura 5. Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.. | 13 |
| Figura 6. Variação da concentração de O ₂ dissolvido com o tempo, durante a execução do método respirométrico. | 19 |
| Figura 7. Efeito sobre a concentração de oxigênio dissolvido, após a adição de substrato. | 22 |
| Figura 8. Esquema geral do sistema piloto. | 23 |
| Figura 9. Foto do Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais. | 24 |
| Figura 10. Material suporte (vista de cima). | 24 |
| Figura 11. Material suporte (vista lateral). | 25 |
| Figura 12. Painel de comandos elétricos. | 25 |
| Figura 13. Esquema do funcionamento dos ciclos operacionais. | 26 |
| Figura 14. Esquema do sistema experimental utilizado nos ensaios de respirometria de bancada..... | 27 |
| Figura 15. Representação do procedimento respirométrico utilizado para obter a repartição da biomassa ativa. | 29 |
| Figura 16. Equipamentos e vidrarias utilizados nos testes respirométricos no lodo. | 32 |
| Figura 17. Respirograma obtido no teste respirométrico online da primeira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07. | 37 |
| Figura 18. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da primeira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07. | 37 |
| Figura 19. Respirograma obtido no teste respirométrico online da segunda fase aerada do ciclo do dia 27/07/07. | 37 |
| Figura 20. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da segunda fase aerada do ciclo do dia 27/07/07. | 37 |
| Figura 21. Respirograma obtido no teste respirométrico online da terceira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07..... | 38 |
| Figura 22. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da terceira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07. | 38 |
| Figura 23. Respirograma obtido no teste respirométrico online da primeira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07. | 38 |

| | |
|---|----|
| Figura 24. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da primeira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07. | 39 |
| Figura 25. Respirograma obtido no teste respirométrico online da segunda fase aerada do ciclo do dia 01/08/07. | 39 |
| Figura 26. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da segunda fase aerada do ciclo do dia 01/08/07. | 39 |
| Figura 27. Respirograma obtido no teste respirométrico online da terceira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07..... | 40 |
| Figura 28. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da terceira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07. | 40 |
| Figura 29. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da primeira fase aerada do ciclo do dia 14/09/07. | 40 |
| Figura 30. Respirograma obtido no teste respirométrico online da segunda fase aerada do ciclo do dia 14/09/07. | 41 |
| Figura 31. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da segunda fase aerada do ciclo do dia 14/09/07. | 41 |
| Figura 32. Respirograma obtido no teste respirométrico online da terceira fase aerada do ciclo do dia 14/09/07..... | 41 |
| Figura 33. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da terceira fase aerada do ciclo do dia 14/09/07. | 42 |
| Figura 34. Variação da concentração da amônia ao longo do tempo, após adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl no lodo..... | 46 |
| Figura 35. Variação da concentração de DQO ao longo do tempo, após adição de um pulso de 100 mg/L de $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ no lodo..... | 47 |
| Figura 36. Variação da concentração da amônia ao longo do tempo, após adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl no biofilme. | 48 |
| Figura 37. Variação da concentração de DQO ao longo do tempo, após adição de um pulso de 100 mg/L de $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ no biofilme. | 49 |
| Figura 38. Respirograma obtido no teste respirométrico no suporte no dia 04/09/07. | 50 |
| Figura 39. Respirograma obtido no teste respirométrico no lodo no dia 05/09/07. .. | 51 |
| Figura 40. Respirograma obtido no teste respirométrico no suporte no dia 17/09/07. | 51 |
| Figura 41. Respirograma obtido no teste respirométrico no lodo no dia 18/09/07. .. | 52 |
| Figura 42. Composição da biomassa ativa, autotrófica e heterotrófica, fixa e floculada do RHBS. | 55 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Compostos orgânicos inibidores da nitrificação | 16 |
| Tabela 2. Resultados da média de $\text{NH}_4\text{-N}$, DQO e SST durante os Testes Respirométricos em bancada da Etapa 1. | 43 |
| Tabela 3. Resultados de QO_2X e QO_2 dos Testes Respirométricos da Etapa 1. | 43 |
| Tabela 4. Resultados das análises laboratoriais de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ durante o Teste Preliminar 1. | 45 |
| Tabela 5. Resultados das análises laboratoriais de DQO_f durante o Teste Preliminar 1. | 46 |
| Tabela 6. Resultados das análises laboratoriais de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e DQO durante o Teste Preliminar 2..... | 47 |
| Tabela 7. Resultados das análises laboratoriais de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e DQO durante o Teste Prelimina 3..... | 48 |
| Tabela 8. Resultados das análises laboratoriais de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e DQO durante o Teste Prelimina 4..... | 49 |
| Tabela 9. Resultados da média de $\text{NH}_4\text{-N}$, DQO e SST, antes das adições dos pulsos nos Testes Respirométricos da Etapa 2..... | 52 |
| Tabela 10. Resultados de QO_2X e QO_2 dos Testes Respirométricos da Etapa 2. | 52 |
| Tabela 11. Valores médios da repartição e distribuição da biomassa ativa do RHBS. | 54 |

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

| | |
|------------------|--|
| ATU | Allylthiourea |
| CASAN | Companhia Catarinense de Água e Saneamento |
| $C_6H_{12}O_6$ | Glicose |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| DQO _f | Demanda Química de Oxigênio Filtrada |
| $f_{(AFx/A)}$ | Fração de autotróficas fixas sobre o total de autotróficas do reator |
| $f_{(AFx/TFx)}$ | Fração de biomassa fixa autotrófica em relação à fração total de biomassa fixa no reator. |
| $f_{(HFx/H)}$ | Fração de heterotróficas fixas sobre o total de heterotróficas no reator |
| $f_{(HFx/TFx)}$ | Fração de biomassa fixa heterotrófica em relação à fração total de biomassa fixa no reator |
| LABEFLU | Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos |
| LIMA | Laboratório Integrado de Meio Ambiente |
| N | Nitrogênio |
| NH_4Cl | Cloreto de amônio |
| NH_4-N | Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal expresso como nitrogênio |
| OD | Oxigênio dissolvido |
| pH | Potencial Hidrogeniônico |
| QO_2 | Velocidade específica de respiração |
| QO_2X | Velocidade de respiração celular |
| RHBS | Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais |
| SST | Sólidos Suspensos Totais |
| μ_{Amax} | Taxa de crescimento autotrófico |
| μ_{Hmax} | Taxa de crescimento heterotrófico |
| UFSC | Universidade Federal de Santa Catarina |
| X | Concentração celular |
| X_A | Concentração de biomassa autotrófica |
| X_H | Concentração de biomassa heterotrófica |
| Y_A | Taxa de conversão autotrófica |
| Y_H | Taxa de conversão heterotrófica |

RESUMO

Neste trabalho foram utilizados métodos respirométricos no monitoramento de um Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais (RHBS), o qual agrega o sistema de lodos ativados com material suporte para fixação do biofilme, em um único reator. Este reator foi utilizado no tratamento de efluentes urbanos, visando obter a remoção simultânea e eficiente da matéria orgânica e nitrogênio. Foram estabelecidas duas estratégias operacionais para verificar o desempenho do reator: na Estratégia I foi utilizado esgoto urbano de média concentração (em termos de DQO) e na Estratégia II foi acrescentado a este efluente uma carga carbonácea suplementar, com adição de acetato de sódio, caracterizando esgoto urbano de elevada concentração. Visando uma melhor compreensão e controle do desempenho de reatores híbridos na remoção da matéria carbonácea e nitrogenada durante as duas estratégias, determinou-se a velocidade específica de respiração dos microrganismos, bem como a repartição da biomassa ativa, desenvolvida nesse tipo de reator, tanto na fase líquida (biomassa floculada), como no meio suporte (biomassa fixa), através de análises respirométricas. Os resultados mostraram que o RHBS é uma tecnologia de tratamento eficiente para a remoção conjunta de carbono e nitrogênio, desde que adequadamente operado em termos de cargas e fornecimento de oxigênio, e que a respirometria é uma alternativa complementar às análises laboratoriais, podendo ser utilizada de maneira eficaz no monitoramento dos efeitos provocados por flutuações de carga.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de efluentes urbanos, reator híbrido em bateladas seqüenciais (RHBS), lodo ativado, biofilme, consumo de oxigênio, respirometria.

ABSTRACT

In this paper many respirometric techniques were used to monitor a Hybrid Sequencing Batch Reactor(HSBR), which aggregates both activated sludge and biofilm in one single reactor. This reactor was used in the treatment of urban wastewater, aiming at the simultaneous and efficient organic material and nitrogen removal. Two operational strategies have been established in order to assess the reactor's performance: in Strategy I it was used urban wastewater of medium concentration (in terms of DCO) and in Strategy II it was added a supplementary organic load, with the addition of sodium acetate, characterizing a high concentration urban wastewater. Aiming for a better understanding and performance control of the hybrid reactors in the removal of organic material and nitrogen in both strategies, it was determined the oxygen uptake rate, as well as the active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended biomass by respirometry. Results show that the HSBR is an efficient treatment technique for carbon and nitrogen removal, as long as it is operated properly concerning load and oxygen supply, and the respirometry is a complementary alternative to laboratorial analysis, being efficiently used to monitor effects caused by load fluctuation.

KEY-WORDS: wastewater treatment, hybrid sequencing batch reactor (HSBR), activated sludge, biofilm, oxygen consumption, respirometry.

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem finito e pode ser considerada como um dos recursos ambientais mais preciosos e escassos da humanidade. Entretanto, a maioria dos mananciais tem sido poluída e deteriorada devido à falta de investimentos em coleta, tratamento e disposição final adequada de esgotos e resíduos sólidos.

A industrialização associada ao crescimento demográfico desordenado vem gerando resíduos sólidos e/ou líquidos cada vez mais complexos, o que requer o desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento desses efluentes, para que assim, se possa reduzir ou eliminar poluentes antes de seu lançamento nos recursos naturais.

Antigamente, a primeira preocupação dos tratamentos de águas residuárias era a eliminação da carga orgânica poluidora. A partir da década de 90 houve uma preocupação crescente com a eliminação de nutrientes, visto que o esgoto não tratado é considerado como uma das principais fontes de nutrientes como, por exemplo, o nitrogênio e o fósforo.

O lançamento excessivo desses nutrientes cria condições favoráveis ao crescimento exacerbado das plantas aquáticas. Este fenômeno é denominado de eutrofização, e o mesmo provoca efeitos indesejáveis nos corpos hídricos, como a falta de oxigênio disponível para os outros organismos aquáticos.

Além disso, o lançamento e a acumulação de compostos nitrogenados (em forma de amônia, nitritos e nitratos) em águas superficiais podem causar efeitos tóxicos à vida aquática, e constituem perigos potenciais à saúde humana, por estarem relacionados a doenças como a metahemoglobinemia e câncer.

Todos os processos de tratamento de efluentes a nível secundário têm como principal objetivo a degradação da matéria orgânica carbonácea, e pode-se dizer que grande parte da poluição ocasionada por compostos carbonados já está encaminhada tecnicamente. Entretanto, os padrões de qualidade de efluentes cada vez mais rigorosos exigem ainda uma demanda de tecnologias capazes de remover nutrientes das águas residuárias da forma mais econômica possível.

A legislação ambiental contempla, além da necessidade de redução da poluição orgânica, a redução de nitrogênio para o lançamento de efluentes sanitários e/ou industriais em cursos d'água. A Resolução nº 357/05 do CONAMA estabelece padrões de lançamento de efluentes, sendo que o valor máximo permitido de nitrogênio amoniacal total é de 20 mgN/L. Já a legislação ambiental de Santa Catarina, através do Decreto no 14.250/81, exige um padrão de lançamento de efluentes em lagoas, lagunas e estuários, em termos de nitrogênio total, igual a 10 mgN/L.

De forma a solucionar os problemas associados ao saneamento básico e atender às legislações vigentes, a busca de soluções adequadas para o tratamento de efluentes assume extrema importância. Desta maneira, têm sido desenvolvidas pesquisas com objetivo de otimizar a eliminação de nutrientes das águas residuárias urbanas.

Atualmente, os processos biológicos de tratamento de efluentes são largamente utilizados para a remoção de matéria orgânica e nutrientes dos efluentes urbanos e industriais. Nesses processos, utilizam-se microrganismos para degradar a matéria orgânica e outros componentes das águas residuárias.

Os sistemas biológicos podem ser classificados de acordo com a locação da biomassa dentro do reator em: biomassa em suspensão, onde o desenvolvimento da atividade dos microrganismos se dá em suspensão, sob a forma de flocos; e biomassa fixa (biofilme), onde o desenvolvimento da atividade dos microrganismos ocorre em um suporte sólido inerte para a fixação bacteriana. A combinação desses dois tipos de biomassa num mesmo reator dá origem aos processos híbridos.

Em vista disso, foram desenvolvidos os reatores híbridos em bateladas seqüenciais, os quais agregam o sistema de lodos ativados e o material suporte para fixação do biofilme, em um único reator. Estes reatores têm sido utilizados para obter a remoção simultânea e eficiente da matéria orgânica e nitrogênio. A utilização de reatores em bateladas seqüenciais tem despertado interesse, devido à pequena área requerida para o tratamento e a redução de custos em relação aos processos contínuos.

Atualmente, nas estações de tratamento de esgoto baseadas nos sistemas de lodos ativados, cada vez mais se utiliza de métodos respirométricos no controle e operação dessas estações. Segundo Weiss *et al.* (1999), a medida da velocidade de consumo de oxigênio por uma biomassa aeróbia, isto é, a respirometria, é um método simples, eficaz e rápido para testar a atividade dessa biomassa e conhecer o seu comportamento em presença de um efluente.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Determinar a atividade biológica em um Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais (RHBS) utilizado para o tratamento de efluente urbano, através de métodos respirométricos.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar a velocidade de consumo de oxigênio e a velocidade específica de respiração celular dos microrganismos presentes no reator;
- Obter a repartição da biomassa ativa heterotrófica e autotrófica, do lodo e do suporte, desenvolvida no RHBS.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Tratamento Biológico de Efluentes

O tratamento biológico de esgotos ocorre inteiramente por mecanismos biológicos, reproduzindo os processos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos. No corpo d'água, a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes por mecanismos puramente naturais, caracterizando o chamado fenômeno da autodepuração. Em uma estação de tratamento de esgotos os mesmos fenômenos básicos ocorrem, mas a diferença é que há em paralelo a introdução de tecnologia, a qual tem como objetivo fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas (Von SPERLING, 2006).

Os processos biológicos de tratamento de efluentes utilizam microrganismos para a conversão da matéria orgânica e/ou outros componentes das águas residuárias a subprodutos e novas células. São extensivamente utilizados para a remoção de carbono e de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em efluentes urbanos e industriais (WOLFF, 2005).

Os sistemas biológicos podem ser classificados de acordo com a locação da biomassa dentro do reator em: biomassa em suspensão e biomassa fixa. A combinação desses dois tipos de biomassa num mesmo reator dá origem aos processos de cultura mista ou sistemas híbridos, como mostrado na Figura 1.

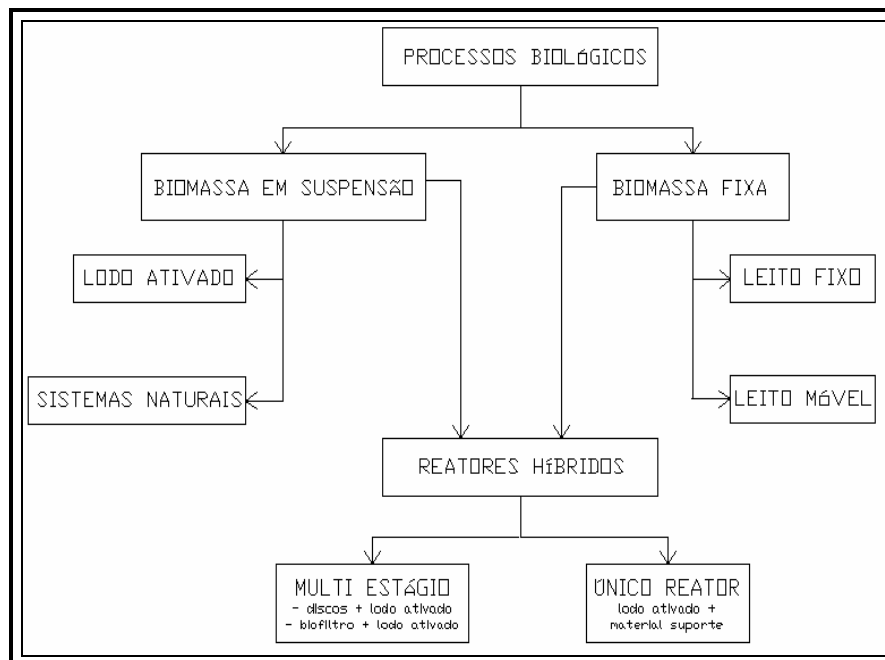


Figura 1. Classificação dos processos biológicos de acordo com a locação da biomassa dentro do reator – Fonte: adaptado de WOLFF, 2005.

O processo biológico mais amplamente utilizado no mundo, atualmente, é o sistema de lodo ativado, principalmente pela alta eficiência alcançada associada à pequena área de implantação requerida, quando comparado a outros sistemas de tratamento (BENTO *et al.*, 2005).

3.1.1 Sistemas de Lodos Ativados

No fim do século XIX, os processos físico-químicos eram os mais populares da época, e os processos biológicos de tratamento estavam restritos ao uso de filtros intermitentes, filtros biológicos, leitos percoladores e tanques sépticos. Contudo, nenhum desses processos oferecia um efluente de alta qualidade. Foi na busca de um sistema de tratamento mais eficiente que Lockett e Arden desenvolveram em 1914 o sistema de lodo ativado (JORDÃO & PESSÔA, 2005; Van HAANDEL & MARAIS, 1999).

Entretanto, foi somente a partir de 1950 que houve um grande desenvolvimento em nível de tecnologia (aeradores, metodologias de projeto) e de pesquisas (estudos da cinética de crescimento microbiano, cálculos para dimensionamento) (GONÇALVES *et al.*, 2001). Atualmente o tratamento biológico por lodos ativados é o mais utilizado para a depuração de efluentes sanitários e industriais caracterizados por contaminação de carga orgânica e produtos nitrogenados, representando um sistema de tratamento com baixo custo de investimento e alta taxa de eficiência (remoção de DBO/DQO) (MELCHIOR *et al.*, 2003).

As partes integrantes da etapa biológica do sistema de lodos ativados são: tanque de aeração (reator), tanque de decantação (decantador secundário) e recirculação do lodo.

Segundo Von Sperling (2002), no reator ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada. A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto bruto para se desenvolver. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Uma parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário é recirculado para o reator, aumentando a concentração de biomassa no mesmo, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema.

A biomassa consegue ser separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular, com isso, o floco formado possui dimensões maiores o que facilita a sedimentação. Isto só é possível pelo fato das bactérias possuírem uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias e outros microrganismos (MELCHIOR *et al.*, 2003).

Devido à recirculação dos sólidos, o tempo de retenção destes é maior que o de retenção do líquido, o que implica em um volume do tanque de aeração reduzido. O tempo de retenção dos sólidos é denominado idade do lodo (Von SPERLING, 2002).

Esta maior permanência dos sólidos no reator assegura uma elevada eficiência dos sistemas de lodos ativados, pois uma maior concentração de biomassa provoca um aumento da velocidade de oxidação da matéria orgânica presente no esgoto, e permite o crescimento de organismos específicos (WOLFF, 2005).

No tanque de aeração, devido à entrada contínua de alimento, na forma de DBO dos esgotos, os microrganismos crescem e se reproduzem continuamente. Em vista disso, para que o sistema permaneça em equilíbrio, é preciso que seja retirada aproximadamente a mesma quantidade de biomassa que é aumentada por reprodução. Este é, portanto, o lodo biológico excedente, que pode ser extraído diretamente do reator ou da linha de recirculação (Von SPERLING, 2002).

De acordo com Jordão & Pessoa (2005), as principais vantagens do processo de lodos ativados são: maior eficiência de tratamento, maior flexibilidade de operação e menor área ocupada em relação à filtração biológica. Dentre as desvantagens, os autores citam: operação mais delicada, necessidade de completo controle de laboratório e custo maior de operação em relação à filtração biológica.

Existem diversas variantes do processo de lodos ativados. Em relação ao fluxo de esgoto, pode-se citar a seguinte divisão: sistemas de fluxo contínuo, que funcionam com o líquido entrando e saindo continuamente do reator; e sistemas de fluxo intermitente (batelada), onde a entrada do líquido é descontínua no reator.

3.1.1.1 Reator em Bateladas Seqüenciais (RBS)

A versão original do sistema de lodos ativados funcionava em batelada. Entretanto, ele logo foi substituído pelo processo contínuo em função da necessidade de redução de mão-de-obra para operação e das limitações técnicas na época para estabelecer a automação do ciclo dos reatores em bateladas seqüenciais (SANTOS *et al.*, 2006a).

A partir da década de 80, a utilização de reatores em bateladas seqüenciais (RBS) tornou-se mais difundida e aplicada ao tratamento de uma maior diversidade de efluentes. Isso se deve a diversos fatores, como por exemplo, ao melhor conhecimento do sistema e ao desenvolvimento de uma instrumentação mais robusta. Devido à crescente preocupação quanto ao lançamento de nutrientes nos cursos d'água, nos últimos anos os reatores de batelada têm sido modificados para se alcançar a nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo (Von SPERLING, 2002).

De modo geral, o princípio do reator em bateladas seqüenciais consiste na incorporação de todas as unidades de processos e operações normalmente associadas ao tratamento convencional de lodos ativados - decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária - em um único tanque. Assim, esses processos e operações passam a ser simplesmente seqüências no tempo, e não unidades separadas como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo (Von SPERLING, 2002).

Todas as etapas do tratamento ocorrem em um reator de mistura completa, e isso é possível através do estabelecimento de ciclos de operação que apresentam durações definidas. Segundo Santos *et al.* (2006b), em cada um dos ciclos o reator funciona inicialmente como tanque de aeração e, em seguida, como decantador final.

De acordo com Von Sperling (2002), a massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, o que elimina a necessidade de decantadores separados e das elevatórias de recirculação do lodo.

A operação do RHBS envolve basicamente as seguintes fases (Figura 2):

- a) *Enchimento*: entrada de esgoto bruto ou decantado no reator;
- b) *Reação*: aeração/mistura da massa líquida contida no reator;
- c) *Decantação*: decantação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado;
- d) *Descarga ou esvaziamento*: retirada do esgoto tratado do reator;
- e) *Repouso*: ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente.

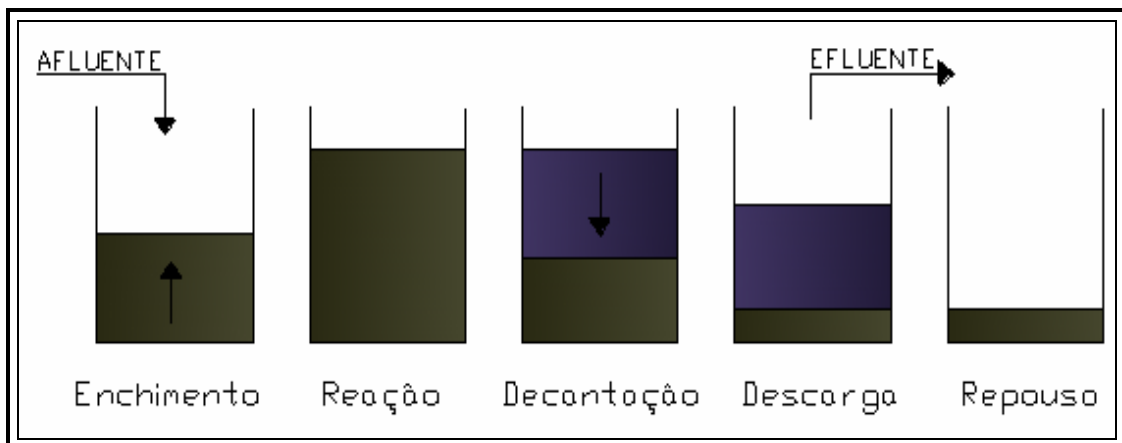


Figura 2. Fases de operação de um reator em bateladas sequenciais.

Na fase de *enchimento* ocorre a adição do efluente, que pode ser estática, em agitação ou em reação, dependendo do objetivo do tratamento. Antes de começar essa fase, já está no reator a biomassa que permaneceu do ciclo anterior (repouso), a qual irá interagir com o novo afluente durante o enchimento.

Com o reator cheio, inicia-se a etapa de *reação*, que tem por objetivo completar as reações iniciadas na fase de enchimento. Esta etapa é realizada com mistura completa e pode ser em condições anóxicas/anaeróbias e aeróbias (WILDERER *et al.*, 1997).

Na fase de *decantação* os aeradores são desligados e ocorre a separação sólido-líquido. Segundo Ferreira (2000), esta fase é semelhante ao que acontece em clarificadores de tratamentos biológicos, sendo mais eficiente do que os decantadores contínuos, pois neste caso não há a interferência da entrada e saída dos líquidos.

Na etapa de *descarga* realiza-se a retirada do efluente tratado do sistema. Depois desta fase, a biomassa permanece no reator em *repouso* até o começo do próximo ciclo. Segundo Jordão & Pessôa (2005), a fase de repouso é usada para ajustar o tempo entre o fim de um ciclo e o início do outro, e o excesso de lodo poderá ser retirado nesta fase.

A ocorrência sucessiva de todas estas fases compõe o que se denomina de ciclo. Ao longo de um dia o tanque poderá operar com apenas um ou mais de um ciclo. Geralmente os reatores em batelada operam com 2 até 4 ciclos por dia (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

A operação segundo um ciclo seqüencial implica na divisão do reator em duas partes sobrepostas. A parte superior do volume útil do tanque é chamada de zona de carga, sendo alternadamente enchida e esvaziada, o que determina a intermitência do fluxo de esgoto. A parte inferior consiste na zona de lodo, na qual é acumulado o lodo do reator após a sedimentação. Por medida de segurança e visando evitar, durante a fase de descarga, o arraste do lodo sedimentado, é necessário existir uma zona de transição entre a zona de carga e de lodo, composta por uma camada de líquido clarificado (SANTOS *et al.*, 2006b).

Uma importante característica desse tipo de processo é a sua flexibilidade, pois é possível ajustar o tempo dos ciclos através da mudança da duração das fases no painel de controle, o que torna os reatores em batelada seqüencial bastante simplificados para o equacionamento de problemas provenientes de grandes variações de carga (WILDERER *et al.*, 1997).

As principais vantagens dos reatores em batelada são: economia de energia, pois permitem o controle sobre os períodos dos ciclos e da aeração em função da entrada de cargas orgânicas; forma simplificada de construção; utilização de equipamentos mais simplificados, o que permite a instalação de unidades menores, dispensando assim elevatórias e emissários de grande porte; grande flexibilidade; funcionamento relativamente simplificado; e boa decantabilidade do lodo (WILDERER *et al.*, 1997; Van HAANDEL & MARAIS, 1999; KAMIYAMA e TSUTIYA, 1992).

3.1.2 Sistemas Híbridos

Atualmente, muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas, combinando os processos de culturas livres com os de culturas fixas. Esse tipo de sistema híbrido pode ser constituído por unidades separadas (sistema combinado ou multiestágio), ou pela combinação dos dois tipos de biomassa (livre + fixa) em um único reator. Segundo Muller (1998), neste último caso, é adicionado material suporte inerte para o crescimento da biomassa dentro do tanque de aeração do sistema de lodo ativado, visando agregar as vantagens desse sistema e do biofilme.

Segundo Ochoa *et al.* (2002), os sistemas híbridos surgiram como uma alternativa ao sistema convencional de lodos ativados, aumentando o desempenho das estações de tratamento de esgotos, pois em um mesmo reator é possível obter ótimas eficiências de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo.

O processo híbrido também pode ser utilizado para a reabilitação de sistemas de lodos ativados já existentes, onde a adição de material suporte no tanque de aeração pode torná-lo capaz de absorver o aumento nas cargas orgânicas aplicadas e/ou para melhorar o seu desempenho na redução de nutrientes (WOLFF *et al.*, 2003b). Nessas estações de tratamento de esgotos sobrecarregadas, a adição de material suporte permite que a carga orgânica aplicada no processo convencional seja até triplicada (LESSEL, 1993 *apud* GONÇALVES *et al.*, 2001).

De maneira geral, as principais vantagens dos sistemas híbridos são: necessidade de instalações mais compactas; redução dos custos de operação ligados à aeração do sistema; melhor decantabilidade do lodo; possibilidade de reabilitação de instalações biológicas existentes para a eliminação de nitrogênio; proteção quanto à perda total de biomassa; e possibilidade de utilização de suportes plásticos reciclados com baixa densidade, obtendo-se redução de custos de energia (na aeração) (EPA, 1993; MULLER, 1998; WOLFF, 2005; ODEGAARD *et al.*, 1994).

O meio suporte pode ser fortemente fixo no tanque de aeração ou se mover livremente no lodo ativado. Atualmente, vem sendo estudado o Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais (RHBS), onde o material suporte é fixado em um reator de lodos ativados que funciona com fluxo intermitente.

3.2 Biomassa

3.2.1 Biomassa em Suspensão

Em alguns processos de tratamento, como o de lodos ativados, por exemplo, os organismos se concentram, e formam uma unidade estrutural mais ampla que é denominada de floco. Embora os microrganismos sejam os agentes da remoção de DBO, o floco desempenha um papel fundamental no processo de remoção da matéria orgânica (Von SPERLING, 2006).

Os principais microrganismos que compõem o floco são: bactérias, protozoários, fungos, rotíferos, nematóides e ocasionalmente larvas de insetos. Os protozoários são importantes organismos em sistemas de lodos ativados pois, além de consumirem matéria orgânica, consomem bactérias mal floculadas, dando polimento ao efluente tratado. Aparecem mais rapidamente protozoários fixos e, sucessivamente os ciliados cuja presença indica boas condições do lodo biológico (BRANCO, 1986).

A estrutura do floco é heterogênea e contém material orgânico adsorvido, material inerte dos esgotos, material microbiano produzido para a matriz, células vivas e mortas (Von SPERLING, 2006). Esta estrutura é subdividida em dois níveis: microestrutura e macroestrutura. A microestrutura é a base do floco. Ela é composta de agregados de células, sendo fundamental para a formação dos flocos, admitindo que os microrganismos se unam uns aos outros, formando agregados maiores de microrganismos. A macroestrutura é formada por bactérias filamentosas, as quais formam uma rede, ou “espinha dorsal”, à qual as bactérias formadoras de flocos se

unem para formar flocos maiores e mais resistentes (JORDÃO & PESSÔA, 2005; MELCHIOR *et al.*, 2003).

Segundo Von Sperling (2006), uma hipótese plausível para a formação dos flocos é a de que as bactérias filamentosas exercem a função de matriz estrutural, na qual as bactérias formadoras de flocos se aderem. Acredita-se que essa aderência ocorra através de exopolissacarídeos, presentes na forma de cápsula ou camada gelatinosa. O prosseguimento da produção destes exopolímeros resulta na aderência de outros microrganismos e partículas coloidais, o que provoca o aumento do diâmetro do floco. Por último, os protozoários aderem e colonizam o floco, e de acordo com Horam (1990 apud Von SPERLING, 2006), há algumas evidências de que eles também excretam um muco pegajoso que ajuda na coesão do floco.

A Figura 3 mostra uma estrutura típica de um floco de lodo ativado.

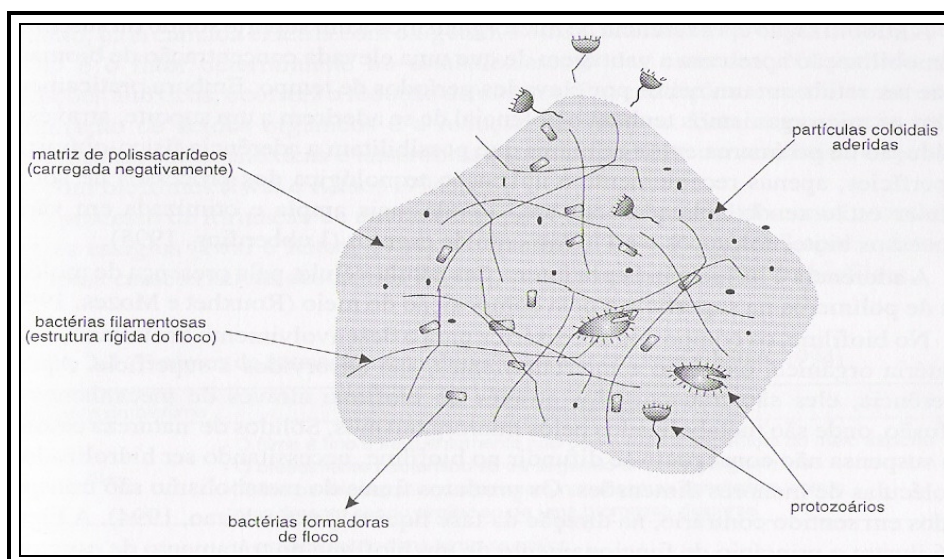


Figura 3. Estrutura típica de um floco de lodo ativado. Fonte – Von SPERLING, 2006.

3.2.2 Biomassa Fixa

Os sistemas que utilizam biomassa fixa são aqueles que dispõem de um meio suporte para a fixação dos microrganismos em sua superfície, formando biofilmes que se mantêm dentro do reator. À medida que os microrganismos se desprendem do biofilme, eles crescem no ambiente líquido e, normalmente, têm um papel menor na remoção do substrato (RITTMANN & McCARTY, 2001, apud CAMPOS, 2006).

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares, como polímeros, no qual se formam espontaneamente ou como grânulos densos, ou crescem aderidos a uma superfície sólida estática ou ainda em uma superfície sólida suspensa (NICOLELLA *et al.*, 2000), formando uma

camada espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (Figura 4).

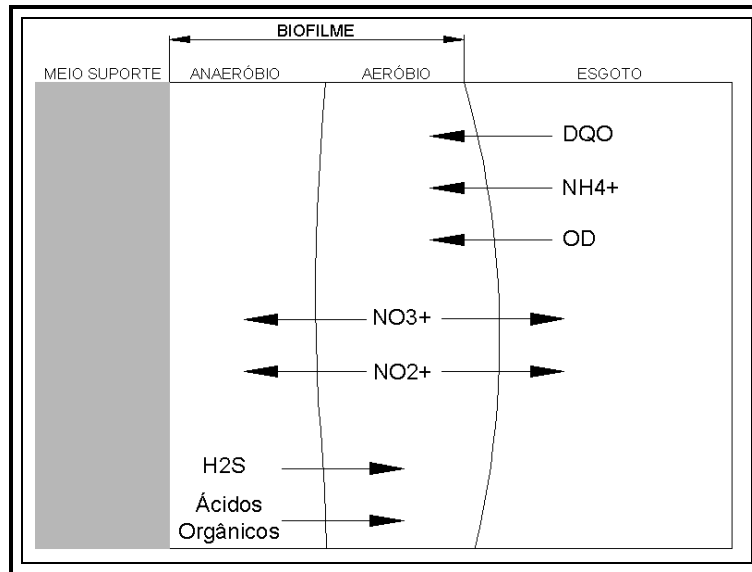


Figura 4. Representação esquemática de um biofilme. Fonte – Von SPERLING, 2006.

No biofilme, os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, como, matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície. Após a aderência, eles são transportados através do biofilme por processos de difusão, inicialmente através do filme líquido, na interface líquido/biofilme e, em seguida, através do próprio biofilme, onde são metabolizados pelos microrganismos. Sólidos de natureza coloidal ou suspensa não conseguem se difundir no biofilme, necessitando ser hidrolisados a moléculas de dimensões menores. Os produtos finais do metabolismo são transportados no sentido inverso, na direção da fase líquida. Tanto o substrato doador, quanto o substrato receptor de elétrons devem penetrar o biofilme, para que a reação bioquímica se processe (Von SPERLING, 2006; GONÇALVES *et al.*, 2001).

O substrato e os produtos não voláteis são trocados entre a biomassa e o filme líquido. O biofilme apresenta pequenos canais por onde podem ser feitas essas trocas de massa. Como a migração do substrato é em média 3 a 5 vezes mais lenta do que a de O₂, obtêm-se três camadas no biofilme, do exterior para o interior (EDELIN, 1997):

- 1) camada aeróbia em crescimento que recebe o substrato;
- 2) camada aeróbia que não recebe o substrato e não está em crescimento, mas sim em respiração endógena;
- 3) camada anaeróbia, que não recebe nem oxigênio, nem substrato, e está em fermentação gasosa.

A composição do biofilme consiste de células bacterianas, polímeros extracelulares produzidos pelos microrganismos, produtos de lise e hidrólise, matéria orgânica aderida e alguns compostos inorgânicos. A composição determina propriedades importantes do biofilme, tais como força de adesão, elasticidade, capacidade de adsorção, etc. (NIELSEN *et al.*, 1997).

Diferentes fatores afetam a formação e o crescimento do biofilme, como por exemplo: características e concentração de água residuária, tipo de meio suporte, hidrodinâmica do reator, condições operacionais e adição de nutrientes, etc. (CHENG *et al.*, 1997).

O grande interesse em entender a formação dos biofilmes, tanto no que diz respeito a sua utilização, como a sua distribuição, se deve ao fato de que, a biomassa, quando aderida, apresenta maior atividade, ou seja, apresenta maior velocidade de crescimento e de utilização do substrato, em relação à biomassa livre (COSTA, 1989).

Segundo Von Sperling (2006), a aderência dos microrganismos em um suporte apresenta a vantagem de que uma elevada concentração de biomassa pode ser retida em um reator por elevados períodos de tempo. Essa aderência é influenciada por interações célula-célula, pela presença de moléculas de polímeros na superfície e pela composição do meio.

3.3 Consumo de Oxigênio

No tratamento biológico aeróbio, o oxigênio deve ser fornecido para satisfazer às seguintes demandas:

- oxidação da matéria orgânica carbonácea
 - oxidação do carbono orgânico para fornecer energia para a síntese bacteriana (respiração exógena)
 - respiração endógena das células bacterianas
- nitrificação

3.3.1 Oxidação da Matéria Orgânica Carbonácea

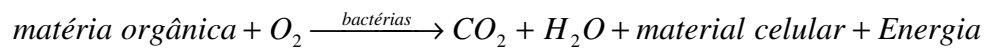
A matéria orgânica dos esgotos se apresenta em duas formas: em suspensão, que tende a sedimentar formando o lodo de fundo; e dissolvida, a qual permanece na massa líquida.

A oxidação da matéria orgânica é responsável pelo principal problema de poluição das águas, que é o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Este consumo é devido à respiração dos microrganismos decompositores, representados em sua maioria por bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas, as quais, na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica a compostos simples e

estáveis, como água e gás carbônico. Com isso, elas tendem a crescer e a se reproduzir, gerando mais bactérias, enquanto houver disponibilidade de alimento e oxigênio no meio (Von SPERLING, 2005).

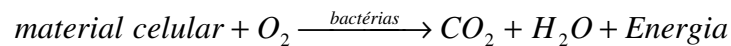
O processo de oxidação da matéria orgânica passa por duas etapas: a oxidação direta da matéria orgânica biodegradável (respiração exógena) e conseqüente aumento da biomassa bacteriana e, depois, a oxidação do material microbiano celular pelos próprios microrganismos (respiração endógena) (Van HAANDEL & CAVALCANTI, 2001).

Na primeira etapa predominam atividades de síntese, onde a matéria orgânica presente na água residuária é utilizada pelos microrganismos para as suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia (Von SPERLING, 2006), podendo ser representada pela seguinte equação:



Equação 1

A etapa final do processo é caracterizada pela respiração endógena, que acontece quando o substrato disponível para a biodegradação encontra-se em sua maior parte removido e, devido a esta baixa disponibilidade de substrato no meio, os microrganismos passam a consumir o próprio protoplasma microbiano a fim de obter energia para suas reações celulares (Van HAANDEL & CAVALCANTI, 2001). Isto resulta numa auto-oxidação da matéria celular, e na diminuição do número de organismos. Esta fase pode ser representada pela seguinte equação:



Equação 2

O oxigênio total consumido em ambas as etapas é definido como a demanda última (DBO_u), podendo ser expresso também através da DQO. A Figura 5 apresenta a progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.

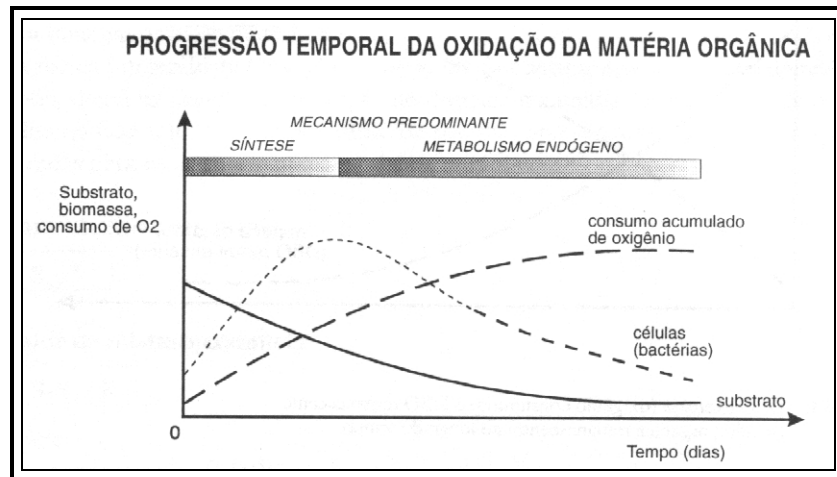


Figura 5. Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica. Fonte – Von SPERLING, 2006.

3.3.2 Nitrificação

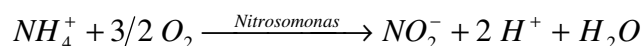
3.3.2.1 Princípios da Nitrificação

A remoção da matéria carbonácea não é necessariamente o único processo que consome oxigênio em sistemas de lodo ativado. Segundo Spanjers *et al.* (1998), o processo de nitrificação requer aproximadamente 40% da demanda total de oxigênio.

A nitrificação pode ser definida como sendo a oxidação biológica da amônia, tendo o nitrato como produto final. Esta oxidação ocorre em duas etapas seqüenciais: na primeira etapa, a amônia é oxidada a nitrito, e na segunda, o nitrito é oxidado a nitrato.

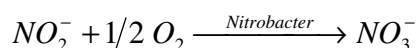
Segundo Von Sperling (2006), os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos). Esses microrganismos utilizam o gás carbônico como principal fonte de carbono, e obtém energia através da oxidação de um substrato orgânico, como a amônia, a formas mineralizadas.

A transformação da amônia em nitrito é realizada principalmente pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, e pode ser expressa pela seguinte reação:



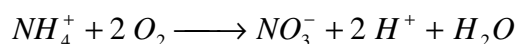
Equação 3

A oxidação de nitrito a nitrato ocorre principalmente pela atuação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, e pode ser expressa pela seguinte reação:



Equação 4

A reação global da nitrificação é a soma das equações 3 e 4:



Equação 5

Embora as bactérias do gênero *Nitrosomonas* sejam as mais comumente conhecidas como as responsáveis pela primeira etapa do processo de nitrificação, outros gêneros como *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus*, são também capazes de oxidar a amônia a nitrito. Além da *Nitrobacter*, outros gêneros como *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis*, também podem realizar a segunda etapa da nitrificação (RITTMANN & MCCARTY, 2001).

3.3.2.2 Fatores que Afetam a Nitrificação

Diversos fatores ambientais exercem influência na taxa de crescimento dos organismos nitrificantes. Dentre os fatores mais significativos pode-se citar: temperatura, concentração de oxigênio, pH, concentração de substratos e produtos da reação, e presença de substâncias tóxicas ou inibidoras.

a) Temperatura

A velocidade da nitrificação é influenciada pela temperatura, uma vez que a mesma é capaz de interferir na cinética das reações. O processo de nitrificação é fortemente dependente da temperatura, ocorrendo numa larga faixa de 4° a 45° C. A temperatura ótima para *Nitrossomonas* é igual a 35° C, e para *Nitrobacter* é na faixa de 35° a 42° C (FERREIRA, 2000).

Segundo Béline (2001), temperaturas inferiores ou superiores a temperatura ótima são menos desfavoráveis ao desenvolvimento das *Nitrosomonas* do que das *Nitrobacter*, e podem também conduzir à acumulação de nitritos.

b) pH

O controle do pH é um dos fatores mais decisivos na eficácia da nitrificação devido às possíveis flutuações do teor de nitrogênio introduzidas pelos efluentes, o que gera variações de pH a ponto de causar inibição, enquanto que os demais fatores ambientais apresentam respostas mais lentas e controláveis. Para fins de projeto, deve-se levar em consideração que a taxa de nitrificação pode cair significativamente

se o pH é reduzido abaixo da zona neutra, e que para uma ótima performance o ideal é manter o pH na faixa de 6,5 a 8,0 (FERREIRA, 2000).

c) Oxigênio dissolvido (OD)

A presença de oxigênio dissolvido é um requisito indispensável para a ocorrência da nitrificação. Segundo Von Sperling (2002), a nitrificação cessa no instante em que a concentração de OD se reduz abaixo do nível crítico, porém tão logo o OD seja elevado, ocorre rapidamente o reinício da nitrificação.

Ferreira (2000) concluiu que a taxa de crescimento das *Nitrossomonas* não está limitada em níveis de OD acima de 1,0 mg/L, mas na prática, é requerido um OD maior do que 2,0 mg/L. Portanto, em projetos de sistemas de lodo ativado é recomendado que o nível mínimo de OD seja estimado em 2,0 mg/L no reator biológico para prever picos de carga de amônia no meio líquido.

O valor de OD no meio líquido não deve ser menor que 0,5 mg/L, pois abaixo desse valor haverá acúmulo de nitrito, visto que as bactérias responsáveis pela oxidação do nitrito a nitrato são mais sensíveis a baixas concentrações de oxigênio (EPA, 1993).

d) Concentração de substratos e produtos da reação

O dióxido de carbono, elemento indispensável ao desenvolvimento das bactérias autotróficas, pode se tornar um fator limitante no crescimento desses microorganismos, pois a presença de altas taxas de matérias orgânicas biodegradáveis diminui a velocidade do processo de oxidação da amônia, em função da competição pelo oxigênio dissolvido que ocorre entre os organismos autotróficos e heterotróficos. Essa limitação acontece mais rapidamente na nitratação do que na nitrificação, o que pode conduzir a uma acumulação de nitrito (JONES & PASKINS, 1982).

A nitrificação também pode ser afetada pela presença de certas formas de nitrogênio, como a amônia não ionizada (NH_3) e ácido nitroso não ionizado (HNO_2). Segundo Béline (2001), uma concentração elevada de amônia pode também provocar uma inibição parcial ou total da nitrificação.

e) Substâncias tóxicas ou inibidoras

Algumas substâncias tóxicas podem inibir o crescimento das bactérias nitrificantes, principalmente as *Nitrosomonas*, que são as mais sensíveis (Von SPERLING, 2002).

Os organismos nitrificadores são suscetíveis a uma imensa série de inibidores inorgânicos e orgânicos. A inibição da nitrificação pode ocorrer através da interferência com o metabolismo celular ou com as reações oxidativas (FERREIRA, 2000).

Determinados compostos inorgânicos, como metais específicos são inibidores do crescimento das bactérias nitrificantes. Segundo Deronzier *et al.*

(2001), entre os metais, os íons Ni, Cu, Pb e Ag aparecem como os mais suscetíveis de bloquear a nitrificação mesmo em baixas concentrações.

Os organismos nitrificantes são sensíveis a diversos compostos orgânicos ou minerais em concentrações bem inferiores àquelas que afetam os organismos aeróbios heterotróficos (DEGREMONT, 2005). Uma lista dos compostos orgânicos inibidores da nitrificação é dada na Tabela 1 abaixo:

Tabela 1. Compostos orgânicos inibidores da nitrificação (Fonte: Dégremont, 2005).

| Composto | Concentração ⁽¹⁾ (mg/L) |
|---------------------------------|------------------------------------|
| Acetona | 2000 |
| Álcool alílico | 19,5 |
| Allylthiourea | 0,5 |
| Isotiocianato alílico | 1,9 |
| Disulfuro de carbono | 35 |
| Clorofórmio | 18 |
| Cresol | 12.8 |
| 2,4 Dinitrofenol | 460 |
| Etanol | 2400 |
| Hidrazida | 58 |
| Mercaptobenzotiazole | 3,0 |
| Metilisotiocianato | 0,80 |
| Fenol | 5,6 |
| Tiocinato de potássio | 300 |
| Escatol | 7 |
| Dimetil ditiocarbamato de sódio | 13,6 |
| Metil ditiocarbamato de sódio | 0,9 |
| Tioacetamida | 0,53 |
| Thiourea | 0,076 |
| Trimetilamina | 118 |

(1) Concentração para 75% de inibição.

De maneira geral, os inibidores mais eficazes são aqueles que contêm o grupo S-C-N, especialmente *thiourée* e seus derivados. Segundo os trabalhos realizados por Tomlinson *et al.* (1966), os *thiourées* e seus derivados não são capazes de inibir a oxidação dos nitritos. Por outro lado, segundo esse mesmo autor, os cianatos, as azidas e as hidrazidas são capazes de inibir mais a nitratação do que a nitrificação.

Ultimamente, a utilização de inibidores da nitrificação tem sido bastante empregada em alguns experimentos a fim de quantificar a contribuição da nitrificação na taxa de respiração. O inibidor mais amplamente usado é a Allylthiourea (ATU), que é um inibidor seletivo do grupo das *Nitrosomonas*. Segundo Vanrolleghem *et al.* (1999), é reconhecido que o uso da ATU pode provocar efeitos negativos na biomassa heterotrófica e, sobretudo, causar um impacto destrutivo na biomassa nitrificante, o que conseqüentemente impede que a amostra seja utilizada em um próximo experimento.

3.4 Método Respirométrico

Desde que se começou o uso dos processos de lodos ativados, no início do século XX, sabe-se que a determinação da velocidade na qual o lodo consome oxigênio é um importante indicador das condições do processo (SPANJERS *et al.*,1998). A qualidade do efluente e os custos de tratamento são fortemente influenciados pelo consumo de oxigênio, uma vez que este parâmetro é diretamente associado ao crescimento de biomassa e à remoção do substrato (WOLFF, 2005).

Assim, a determinação do consumo de oxigênio constitui uma importante técnica, largamente utilizada para a caracterização de águas residuárias, e para o controle da operação dos tanques de aeração de lodos ativados (MARSILI-LIBELLI & TABANI, 2002). Segundo Spanjers *et al.* (1998), a medida e interpretação do consumo biológico de oxigênio, sob condições experimentais controladas, chama-se respirometria.

Os primeiros trabalhos referentes a técnicas respirométricas foram desenvolvidos por Jenkins (1960) e Montgomery (1967), tendo como base seus próprios estudos experimentais sobre a quantificação do consumo de oxigênio dissolvido em sistemas de lodos ativados. O procedimento para estimar a taxa de consumo de oxigênio é de extrema simplicidade e possui um amplo campo de aplicação (ANDREOTTOLA *et al.*, 2005).

A utilização de testes respirométricos em sistemas de tratamento de esgoto, caracteriza-se por sua simplicidade e sua curta duração (Van HAANDEL & CATUNDA, 1982). Atualmente, a respirometria vem sendo bastante empregada, pois se trata de um procedimento bem estabelecido para estimar o estado da atividade dos microrganismos e para a calibração de modelos cinéticos (MARSILI-LIBELLI & TABANI, 2002).

Em geral, a respirometria consiste em estimar as quantidades de oxigênio consumido, mas pode também medir a quantidade de dióxido de carbono produzida pelos microrganismos em uma amostra líquida. O primeiro método é o mais utilizado, pois o mesmo pode ser realizado de uma maneira mais simples, onde a velocidade de consumo de oxigênio é determinada através da observação da taxa de diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD) no efluente de um reator biológico, quando o fornecimento de ar àquele reator é interrompido (SPERANDIO, 1998; Van HAANDEL & CATUNDA, 1982).

Para determinar a velocidade de consumo de oxigênio é suficiente uma redução de 1 a 2 mg/L da concentração de OD no efluente. Essa redução normalmente é obtida dentro de poucos minutos após a interrupção da aeração (Van HAANDEL & CATUNDA, 1982).

O instrumento utilizado para a medida da velocidade de consumo do oxigênio, ou seja, a massa de oxigênio consumida por unidade de tempo, chama-se respirômetro. Existem muitos tipos de respirômetros, desde o mais simples, manualmente operado, constituído por um frasco fechado e equipado com uma sonda de OD, até aparelhos mais complicados operados automaticamente. Em alguns casos, até mesmo o próprio tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgoto pode servir como um respirômetro (SPANJERS *et al.*,1998).

Apesar de ser mais usualmente aplicada em sistemas de biomassa em suspensão, a respirometria também pode ser aplicada a sistemas de biomassa fixa. Carvalho *et al.* (2002) utilizaram a respirometria em um reator a biomassa fixa e eles concluíram que se trata de uma metodologia apropriada para a determinação de parâmetros cinéticos e da atividade dos microorganismos nesse tipo de reator. A respirometria é um dos poucos métodos que mede os parâmetros cinéticos e a atividade microbiana com os biofilmes intactos

Através de técnicas respirométricas podem ser determinados: parâmetros cinéticos; caracterização da matéria orgânica carbonácea presente em águas residuárias (SILVA FILHO *et al.*, 2003); presença de substâncias tóxicas ou inibidoras no afluente (FERNANDES *et al.*, 2001); monitoramento da nitrificação; fracionamentos de DQO (SPERANDIO, 1998); estudo da influência da concentração do substrato na velocidade de nitrificação (BARROS *et al.*, 2003); e determinação da biomassa ativa, autotrófica e heterotrófica (WOLFF *et al.*, 2003a).

3.4.1 Determinação da Velocidade Específica de Respiração Celular

Como dito anteriormente, a velocidade de consumo de oxigênio dissolvido durante a respiração microbiana pode ser medida através de métodos respirométricos.

Para isso, inicialmente é preciso definir o que se entende por velocidade específica de respiração (QO_2), como sendo:

$$QO_2 = \frac{1}{X} \frac{dO_2}{dt}$$

Equação 6

Onde:

QO_2 é a velocidade específica de respiração ($gO_2/g_{cel}.h$);

X é a concentração celular (g_{cel}/m^3) e

(dO_2/dt) é a velocidade de consumo de O_2 ($gO_2/m^3.h$).

Segundo Schmidell (2001), a grandeza QO_2 depende do microrganismo empregado, assim como da composição do meio e das condições experimentais (pH, temperatura, etc.). Portanto, pode-se entender que as células que estejam crescendo em altas velocidades apresentam elevadas velocidades de consumo da fonte de carbono, assim como elevadas velocidades de respiração.

Durante o tratamento biológico aeróbio de efluentes ocorre a transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida e, simultaneamente, há o consumo de

oxigênio dissolvido pelos microrganismos. Em função disso, o balanço de oxigênio no meio líquido pode ser definido como sendo:

$$\frac{dC}{dt} = k_L a (C_s - C) - QO_2 X$$

Equação 7

Onde:

$k_L a$ é o coeficiente volumétrico de transferência de O_2 (h^{-1});

C_s é a concentração de oxigênio na saturação (gO_2/m^3);

C é a concentração de oxigênio no líquido (gO_2/m^3).

A Equação 7 indica que a variação da concentração de oxigênio dissolvido no líquido (dC/dt) é o resultado da diferença entre a quantidade de O_2 que se consegue dissolver ($k_L a (C_s - C)$) e o oxigênio consumido pelos microrganismos ($QO_2 X$).

O método respirométrico utilizado para determinar a velocidade específica de respiração ($QO_2 X$) consiste basicamente em utilizar uma sonda para determinar a concentração de oxigênio dissolvido. Nesse método, em um dado instante do processo aeróbio (t_0) a aeração é interrompida, de forma a anular a transferência de oxigênio. Com isso a concentração de O_2 dissolvido (C_0) tenderá a diminuir, em virtude do consumo de oxigênio pelos microrganismos, até atingir um certo valor (C_{01}), onde retoma-se a aeração (SCHMIDELL, 2001). Dessa forma, determina-se a taxa de variação da concentração de OD mediante a observação da variação da concentração de OD em função do tempo, cujo diagrama normalmente se aproxima de uma reta (SOARES *et al.*, 2002), conforme ilustrado na Figura 6.

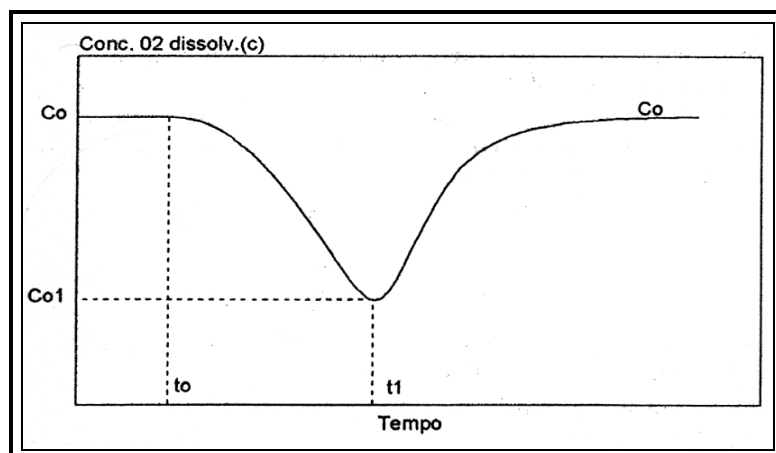


Figura 6. Variação da concentração de O_2 dissolvido com o tempo, durante a execução do método respirométrico. Fonte – SCHMIDELL, 2001.

Como esse procedimento requer um tempo relativamente curto, a concentração da biomassa (X) vai variar muito pouco e pode ser assumida como constante (CECH *et al.*, 1984). Assim, o valor de QO_2 também será constante.

Nessas condições e a partir da Equação 7, para o trecho sem aeração, pode-se definir que:

$$\frac{dC}{dt} = -QO_2X$$

Equação 8

Sabendo que o produto QO_2X deve ser constante durante esse intervalo de tempo, a equação 9 é obtida através da integração da equação 8.

$$C = C_0 - QO_2X(t - t_0)$$

Equação 9

Esta equação reflete a variação linear da concentração C ao longo do tempo, reta esta cujo coeficiente angular vale $-QO_2X$. No início da interrupção da aeração esta relação linear pode não ser válida, isto porque por um certo período ainda existe a interferência de bolhas de ar no meio líquido (SCHMIDELL, 2001).

3.4.2 Determinação da Repartição da Biomassa Ativa

Segundo Von Sperling (2006), a biomassa presente nos sistemas de tratamento biológico pode ser dividida em termos da sua viabilidade: resíduo inerte e biomassa ativa. O *resíduo inerte* é formado através do decaimento da biomassa envolvida no tratamento dos esgotos. Esse decaimento pode se dar por diversos mecanismos, os quais incluem o metabolismo endógeno, morte, predação e outros. Como resultado, são gerados produtos de degradação lenta, e também produtos particulados, inertes ao ataque biológico. A *biomassa ativa* é aquela responsável pela degradação biológica da matéria. Segundo Sperandio (1998), a biomassa ativa presente no tratamento biológico de efluentes é constituída por dois tipos de micro-organismos:

- *Bactérias heterotróficas*: majoritárias nos processos biológicos, as bactérias heterotróficas utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono e energia. A maior parte dessas bactérias são aeróbias/anóxicas facultativas, e participam na degradação da matéria orgânica utilizando oxigênio (degradação aeróbia) ou nitratos e nitritos como aceptores finais de elétron (desnitrificação).
- *Bactérias autotróficas*: utilizam o nitrogênio amoniacal como fonte de energia e o carbono mineral para a síntese celular. Em condições

aeróbias, estas bactérias utilizam a amônia no processo de nitrificação, em que a mesma é convertida a nitrito e em seguida a nitrato.

Em todos os processos biológicos de tratamento, a massa de microrganismos presentes é um parâmetro importante, bem como o seu nível de atividade.

A respirometria é classicamente utilizada na determinação da biomassa ativa autotrófica e heterotrófica em sistemas de lodos ativados. Visando uma melhor compreensão e controle do desempenho de reatores híbridos na remoção da matéria carbonácea e nitrogenada, é de fundamental importância conhecer a repartição da biomassa ativa, desenvolvida nesse tipo de reator, tanto na fase líquida (biomassa floculada), como no meio suporte (biomassa fixa), através do uso das análises respirométricas (WOLFF *et al.*, 2003a).

Para isso é necessário calcular o consumo do oxigênio em três condições diferentes para obter: a respiração endógena; o consumo de oxigênio durante a nitrificação da amônia sem fonte de carbono; e a respiração exógena com adição de fonte de carbono após a inibição da nitrificação (WOLFF *et al.*, 2003a). Segundo Gorska *et al.* (1996), a utilização de inibidores do processo de nitrificação na respirometria, é um método rápido que permite medir o consumo de oxigênio em diferentes situações.

O método respirométrico utilizado na determinação da biomassa ativa segue o método proposto por Schmidell discutido no item 3.4.1. Entretanto, nesse caso a determinação da taxa de consumo de oxigênio considera as variações na taxa de respiração do lodo em consequência do tipo de substrato adicionado. Segundo Andreottola *et al.* (2005), a absorção do oxigênio se desenvolve em duas fases principais:

1) *respiração endógena do lodo*: representa o oxigênio necessário para a respiração do lodo, ou seja, a energia requerida para manter as funções das células. Neste caso, se realiza a fase endógena da taxa de absorção de oxigênio;

2) *degradação do substrato*: representa o consumo de oxigênio por parte dos microrganismos para a degradação dos substratos presentes no líquido. Neste caso, se realiza a fase exógena da taxa de absorção de oxigênio.

Em condições endógenas, a respiração do lodo utiliza o oxigênio de forma contínua, ocorrendo a uma velocidade aproximadamente constante que é demonstrada pela inclinação uniforme da reta a-b-c da Figura 7. Acrescentando-se uma quantidade de substrato no instante b, provoca-se um momentâneo incremento na velocidade de absorção do oxigênio, representado pela reta b-d. Após o substrato ser totalmente degradado, a situação no interior do sistema retorna às condições endógenas iniciais, assumindo após o ponto d, uma inclinação similar à original (ANDREOTTOLA *et al.* 2005).

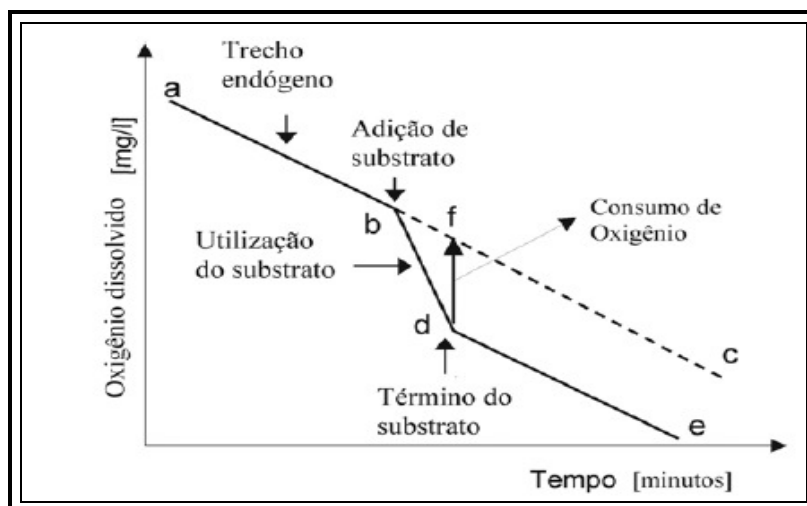


Figura 7. Efeito sobre a concentração de oxigênio dissolvido, após a adição de substrato. Fonte – ANDREOTTOLA *et al.*, 2005.

A proporção entre a taxa de consumo de oxigênio máxima (com substrato abundante) e a taxa de consumo de oxigênio mínima (sem substrato – respiração endógena) dá a informação sobre a capacidade metabólica, ou seja, a atividade do lodo (COSTA *et al.*, 2002).

Um importante atributo a ser observado antes da adição do substrato é o estado da respiração do lodo. É importante que o lodo esteja respirando na ausência de substrato exógeno (respiração endógena), uma vez que um dos objetivos do teste respirométrico é conhecer as características biológicas do efluente (SPANJERS & KLAPWIJK, 1990).

4. METODOLOGIA

4.1 Instalações Experimentais

O sistema experimental em escala piloto foi desenvolvido no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, situado próximo ao restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

As análises respirométricas foram realizadas no próprio LABEFLU, e as análises químicas foram efetuadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

4.2 Sistema Piloto

O esgoto utilizado no sistema piloto era proveniente do bairro Pantanal da cidade de Florianópolis/SC, sendo de origem essencialmente doméstica. O efluente era captado por meio de uma bomba localizada no poço de visita da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) e encaminhado para um tanque de armazenamento com capacidade para 5000 litros, de onde era bombeado para o reator piloto.

Após o tratamento, o efluente era retirado do reator através de uma bomba centrífuga. Por se tratar de um projeto piloto, é preciso levar em consideração o descarte do efluente tratado, a fim de que o mesmo não afete nenhum corpo receptor. Em vista disso, o efluente tratado era descartado no coletor público da CASAN. A Figura 8 mostra um esquema geral do sistema piloto.

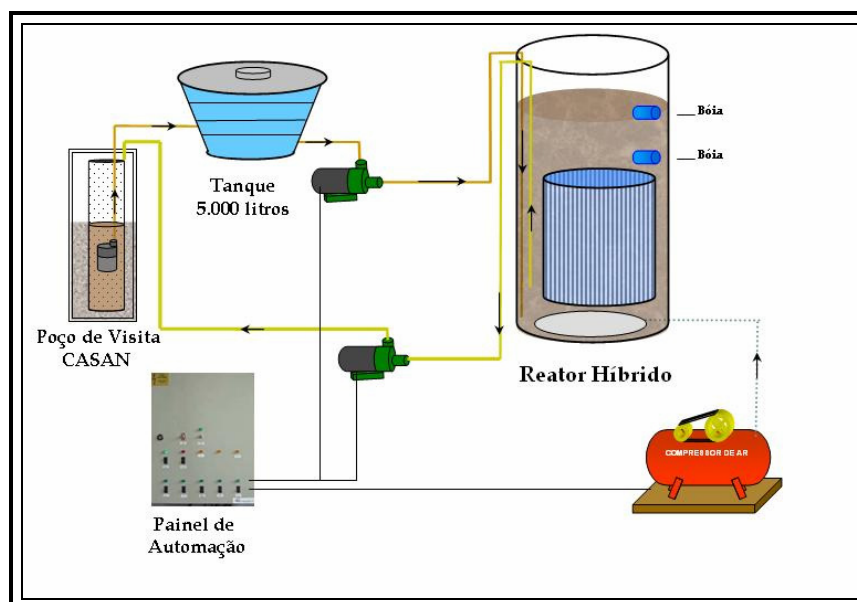


Figura 8. Esquema geral do sistema piloto.

4.2.1 Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais (RHBS)

O reator híbrido em bateladas seqüenciais (RHBS) (Figura 9) foi fabricado com chapa metálica de 5 mm de espessura, e apresentava as seguintes dimensões: altura igual a 2,20 m e diâmetro igual a 0,95 m. A altura útil utilizada para o tratamento era de 2,0 m, o que correspondia a um volume máximo igual a 1,43 m³.



Figura 9. Foto do Reator Híbrido em Bateladas Sequenciais.

No interior do reator foi instalado um material suporte fixo do tipo rede, sendo que o mesmo era constituído de um pano multifilamento em nylon-seda fixado numa armação em aço inoxidável (Figuras 10 e 11).



Figura 10. Material suporte (vista de cima).



Figura 11. Material suporte (vista lateral).

Na base do reator estavam instalados dois difusores de ar do tipo membrana circular, com diâmetro de 20 cm cada, que produziam bolhas finas. Esses difusores eram alimentados através de um compressor de ar com capacidade para 257 L. Já no interior do reator, estavam instaladas bóias para desligar os conjuntos elevatórios: uma para o nível superior, capaz de desligar a bomba da alimentação; e outra para o nível inferior, a fim de evitar uma descarga desnecessária.

O reator trabalhava como um sistema de tratamento de mistura completa. O compressor de ar era ligado automaticamente a cada 20 minutos por um período de 3 segundos, a fim de manter a mistura completa durante as fases anóxica/anaeróbia.

O reator foi operado de forma automatizada, seguindo o funcionamento dos reatores em bateladas seqüenciais, sendo que o controle do tempo de cada fase dos ciclos (enchimento, anóxica, aeróbia, decantação e descarga) era feito por um painel de comandos elétricos analógicos (Figura 12), com controlador de tempo ligado aos conjuntos elevatórios, à válvula solenóide e ao sistema de agitação.



Figura 12. Painel de comandos elétricos.

Cada ciclo teve duração de 8 horas, com 3 enchimentos escalonados, ocorrendo diariamente 3 ciclos por dia (Figura 13). Foram utilizados períodos de 70 minutos para as fases do ciclo (anóxicas e aeróbias), com enchimentos nas fases anóxicas. Eram tratados 540 L de efluente em cada ciclo, num total de 1620 L por dia.

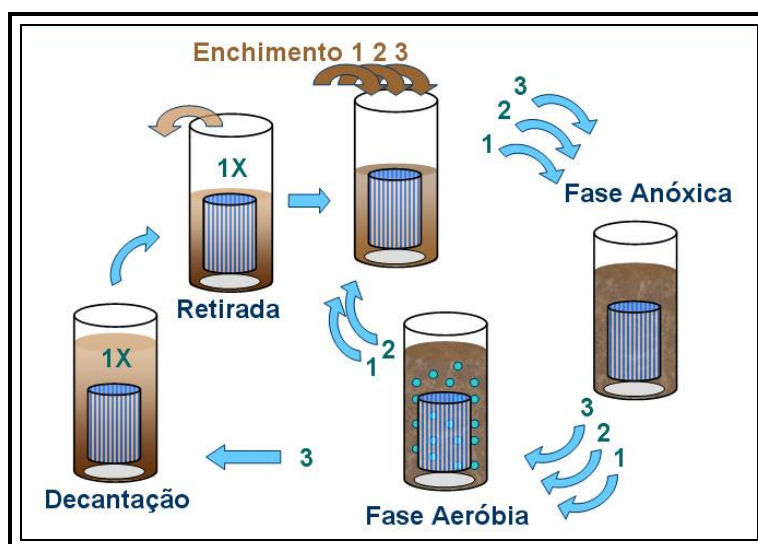


Figura 13. Esquema do funcionamento dos ciclos operacionais. Fonte – Couto, 2007.

Foram estabelecidas duas estratégias operacionais para verificar o desempenho do reator. Na Estratégia I foi utilizado esgoto urbano de média concentração (em termos de DQO) e na Estratégia II foi acrescentado a este efluente uma carga carbonácea suplementar, com adição de acetato de sódio, caracterizando esgoto urbano de elevada concentração.

4.3 Testes Respirométricos

Os ensaios respirométricos realizados tiveram por objetivo determinar a velocidade de consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos presentes no RHBS.

Estes ensaios foram divididos em duas etapas:

- Etapa 1: determinação da velocidade específica de respiração celular; e
- Etapa 2: determinação da repartição da biomassa ativa.

Os procedimentos utilizados em cada etapa são descritos a seguir.

4.3.1 Determinação da Velocidade Específica de Respiração Celular

Esta etapa teve por objetivo determinar a velocidade de respiração microbiana no RHBS, na qual foi realizada através de dois métodos respirométricos: um procedimento realizado no próprio reator (On-line) e outro em bancada.

A análise respirométrica seguiu a metodologia descrita por Schmidell (2001), sendo adaptada para este tipo de reator (RHBS). Na realização dos testes de bancada, foram utilizados os seguintes materiais (Figura 14):

- Bomba de aquário para difusão de ar;
- Um erlenmeyer modificado com três entradas: uma em cima para a sonda de oxigênio, e duas laterais, sendo uma para aeração e a outra para o pHmetro. As entradas laterais também servem para dosar as soluções e retirar amostras, e permitem que as bolhas de ar escapem durante o período de aeração.
- Soluções de NaOH e HCl, ambos a 20%;
- Agitador magnético com controle de temperatura;
- Sonda multi-parâmetro YSI 556.

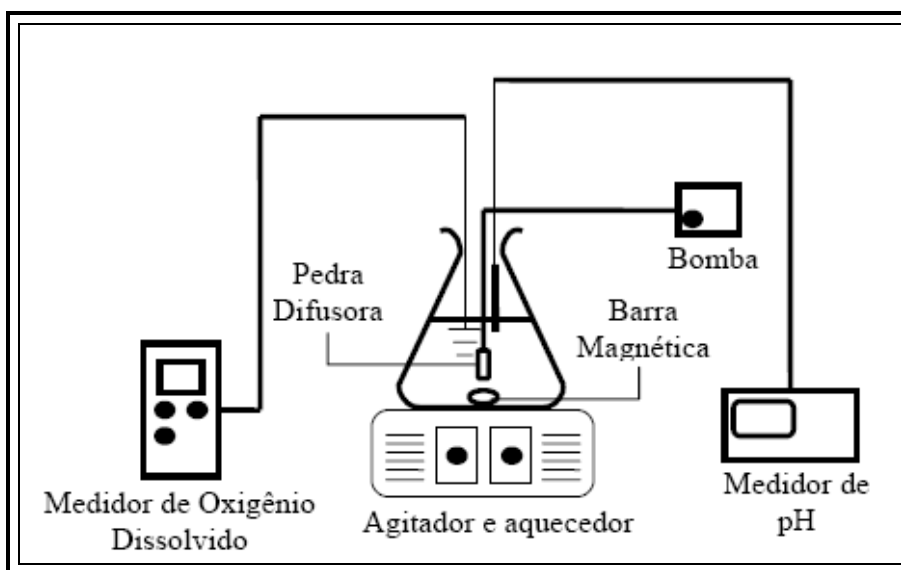


Figura 14. Esquema do sistema experimental utilizado nos ensaios de respirometria de bancada. Fonte Batista *et al.*, 2005.

4.3.1.1 Procedimento do Ensaio no Reator (Procedimento On-line):

- 1) Durante a fase aeróbia, introduziu-se a sonda multi-parâmetro YSI 556 na parte superior do reator e aguardou-se a estabilização do eletrodo;
- 2) Os dados foram coletados a cada 5 segundos através da sonda;

- 3) Desligou-se a aeração, a fim de diminuir a concentração de oxigênio dissolvido (OD), através do consumo do mesmo pelos microrganismos existentes no reator;
- 4) Após a concentração de oxigênio dissolvido no reator cair em torno de 2 mg/L, retomou-se a aeração.
- 5) Plotou-se um gráfico com os valores de OD (mg/L) em função do tempo (min) e obteve-se a velocidade de consumo de oxigênio (QO_2X), através da inclinação da reta de melhor ajuste (regressão linear).

4.3.1.2 Procedimento do Ensaio em Bancada:

No ensaio em bancada manteve-se o efluente com a temperatura entre 20 - 25°C (temperatura média encontrada no reator) e o pH entre 7,0-7,5 através da adição de solução básica (NaOH) ou ácida (HCl). O procedimento do ensaio é descrito a seguir:

- 1) No mesmo instante em que se determinou o QO_2X online coletou-se 940 mL do efluente, diretamente do reator;
- 2) Colocou-se a amostra no erlenmeyer, e através da bomba de aquário e do agitador magnético, submeteu-se a mesma à aeração e agitação constantes;
- 3) Os dados foram coletados a cada 5 segundos utilizando-se a sonda multiparâmetro YSI 556;
- 4) Quando alcançada a saturação, retirou-se 40 mL do efluente para as seguintes análises laboratoriais: DQO, amônia (NH_4-N) e sólidos suspensos totais (SST);
- 5) Desligou-se a aeração, mas manteve-se uma leve agitação a fim de impedir a sedimentação da biomassa;
- 6) Após a concentração de oxigênio dissolvido cair em torno de 2 mg/L, retomou-se a aeração;
- 7) Plotou-se um gráfico com os valores de OD (mg/L) em função do tempo (min) e obteve-se a velocidade de consumo de oxigênio (QO_2X), através da inclinação da reta de melhor ajuste (regressão linear).

4.3.2 Determinação da Repartição da Biomassa Ativa

Esta etapa teve por objetivo determinar, através do método respirométrico, a repartição da biomassa ativa, heterotrófica e autotrófica, fixa e flokulada, desenvolvida no RHBS.

Para isso, foi determinada a atividade das populações autotrófica e heterotrófica do lodo e do suporte, onde o consumo do oxigênio foi calculado em três condições diferentes para obter: 1) respiração endógena; 2) consumo de oxigênio durante a nitrificação, sem fonte de carbono, após a adição de cloreto de amônio (NH_4Cl – substrato para as bactérias autotróficas); e 3) respiração exógena com adição de fonte de carbono, após a inibição da nitrificação com Allylthiourea (ATU) - que é um inibidor seletivo do grupo das *Nitrosomonas*. A fonte de carbono utilizada nos testes respirométricos foi a glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ – substrato para as bactérias heterotróficas).

A Figura 15 mostra uma representação do procedimento respirométrico utilizado para obter a repartição da biomassa ativa.

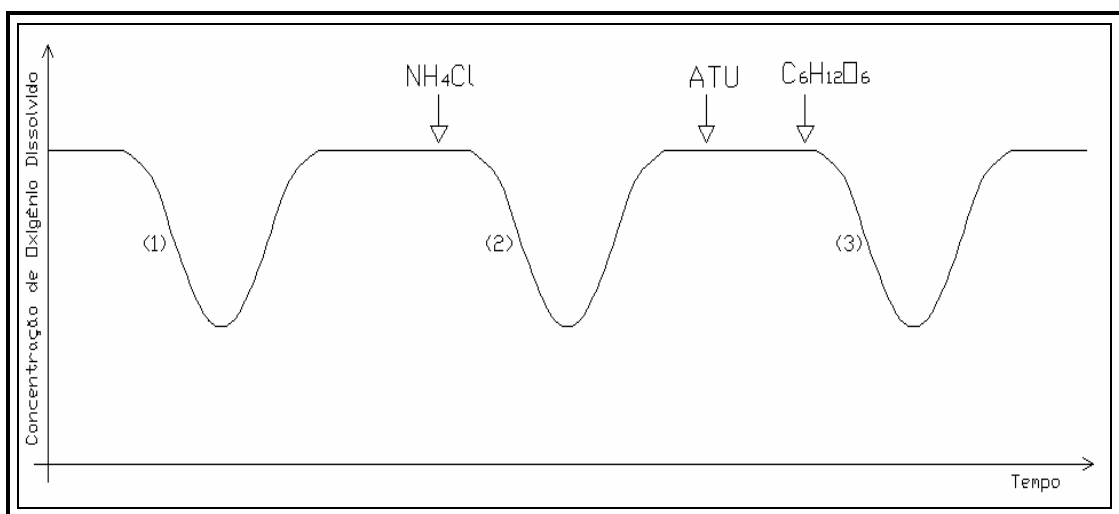


Figura 15. Representação do procedimento respirométrico utilizado para obter a repartição da biomassa ativa.

4.3.2.1 Testes preliminares

Antes de realizar os testes respirométricos da Etapa 2 foi necessário efetuar testes preliminares, tanto no lodo quanto no biofilme, a fim de testar a resposta dos microrganismos em função dos substratos adicionados (ATU, glicose e cloreto de amônia).

a) Teste 1: pulsos de amônia e ATU no lodo

Primeiramente, foi feito um teste no lodo do RHBS para se ter uma noção do consumo de amônia ao longo do tempo, bem como testar diferentes concentrações de solução de ATU capazes de inibir a nitrificação.

Para a realização do teste, utilizaram-se três béqueres e em cada um deles foi colocado 900 mL de efluente coletado diretamente do RHBS. O efluente foi primeiramente aerado durante 24h sem substrato exógeno, a fim de que o mesmo

alcançasse a fase endógena. Durante todo o teste as amostras foram submetidas à aeração constante através da difusão de ar por bombas de aquário.

Em cada béquer adicionou-se um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl . No Béquer 1 não foi adicionado pulso de ATU, já no Béquer 2 e 3 foi adicionado, respectivamente, um pulso de 30 mg/L e 50 mg/L de solução de ATU.

Durante o teste foram coletadas amostras para a realização de análises de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, DQO_f e SST.

b) Teste 2: pulso de DQO no lodo

O segundo teste realizado com o lodo teve por objetivo obter a variação da concentração de DQO filtrada ao longo do tempo, após a adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$).

O procedimento do teste consistiu em colocar 900 mL de lodo coletado diretamente do RHBS em um béquer, submetendo-o à aeração constante. Como no Teste 1, o lodo foi primeiramente aerado durante 24h sem substrato exógeno, a fim de que o mesmo alcançasse a fase endógena.

Adicionou-se então um pulso de 100 mgDQO/L de solução de $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ no lodo, e durante o teste foram coletadas amostras para a realização de análises de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, DQO e SST.

c) Teste 3: pulso de amônia no biofilme

O terceiro teste foi realizado no biofilme e teve por objetivo obter a variação da concentração de amônia ao longo do tempo, após a adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl .

O procedimento do teste consistiu em colocar uma amostra do suporte colonizado do reator híbrido, previamente lavado com água desmineralizada, em um béquer com 900 mL de solução de macro e micronutrientes. A amostra foi submetida à aeração constante durante todo o teste.

Adicionou-se então um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl , e durante o teste foram coletadas amostras para a realização de análises de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, DQO e SST.

d) Teste 4: pulso de DQO no biofilme

O último teste foi realizado no biofilme e teve por objetivo obter a variação da concentração de DQO filtrada ao longo do tempo, após a adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$).

O procedimento do teste foi igual ao realizado no Teste 3. Durante o teste foram coletadas amostras para a realização de análises de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, DQO e SST.

4.3.2.2 Testes respirométricos

A análise respirométrica seguiu a metodologia utilizada por Wolff *et al.* (2003a), sendo adaptada a este tipo de reator (RHBS). Para a realização dos testes, foram utilizados os seguintes materiais:

- Bomba de aquário para difusão de ar;
- Um erlenmeyer modificado (mesmo da etapa anterior);
- Soluções de NaOH e HCl, ambos a 20%;
- Agitador magnético com controle de temperatura;
- Sonda multi-parâmetro YSI 556;
- Solução de ATU a 30 mg/L;
- Solução de NH₄Cl a 50 mg/L de NH₄;
- Solução de C₆H₁₂O₆ a 100 mgDQO/L;
- 1L de solução de macronutrientes + micronutrientes;
- Um pedaço do material suporte.

4.3.2.2.1 Procedimento do Ensaio no Lodo:

- 1) Coletou-se diretamente do reator 940 mL do efluente, durante a fase aeróbia. A amostra foi primeiramente aerada por 24h sem substrato exógeno. Essa aeração preliminar permite que o lodo degrade eventuais matérias orgânicas e nutrientes, a fim de alcançar a estabilização da atividade (fase endógena). Testes preliminares mostraram que esse tempo era suficiente para que a amostra alcançasse a fase endógena.
- 2) Completadas as 24h, a amostra foi colocada no erlenmeyer, e através da bomba de aquário e do agitador magnético, submeteu-se a mesma à aeração e agitação constantes.
- 3) A temperatura do efluente foi mantida entre 20 – 25°C e o pH entre 7,0-7,5 através da adição de solução básica (NaOH) ou ácida (HCl);
- 4) Os dados foram coletados a cada 5 segundos utilizando-se a sonda multi-parâmetro YSI 556;
- 5) Quando alcançada a saturação, retirou-se 40mL do efluente para as seguintes análises laboratoriais: DQO, amônia (NH₄-N) e sólidos suspensos totais (SST);
- 6) Desligou-se a aeração, mas manteve-se uma leve agitação a fim de impedir a sedimentação da biomassa;
- 7) Após a concentração de oxigênio dissolvido cair 2mg/L, retomou-se a aeração;
- 8) Quando alcançada a saturação adicionou-se um pulso de 40mL de NH₄Cl;

- 9) Desligou-se a aeração, mas manteve-se uma leve agitação a fim de impedir a sedimentação da biomassa;
- 10) Após a concentração de oxigênio dissolvido cair 2mg/L, retomou-se a aeração até alcançar novamente a saturação e em seguida adicionou-se um pulso de 40mL de ATU;
- 11) Depois de alcançada a estabilização, adicionou-se um pulso de 40mL de $C_6H_{12}O_6$;
- 12) Desligou-se a aeração, e após a concentração de oxigênio dissolvido cair 2mg/L, retomou-se a aeração até alcançar novamente a saturação;
- 13) Plotou-se um gráfico com os valores de OD (mg/L) em função do tempo (min) e obteve-se a velocidade de consumo de oxigênio (Q_{O_2X}), através da inclinação da reta de melhor ajuste (regressão linear).

A Figura 16 apresenta os equipamentos e as vidrarias utilizados nos testes respirométricos no lodo.



Figura 16. Equipamentos e vidrarias utilizados nos testes respirométricos no lodo.

4.3.2.2.2 Procedimento do Ensaio no Suporte:

- 1) Retirou-se diretamente do reator híbrido uma determinada quantidade de suporte colonizado, o qual foi lavado com água desmineralizada, a fim de eliminar a influência de substâncias presentes no suporte;

- 2) Colocou-se então o suporte no erlenmeyer, o qual foi preenchido com 940 mL de solução de macro e micronutrientes (ANEXO 1);
- 3) Através da bomba de aquário e do agitador magnético, submeteu-se a amostra à aeração e agitação constantes. A temperatura foi mantida entre 20°C e o pH entre 7,0-7,5 através da adição de solução básica (NaOH) ou ácida (HCl);
- 4) Os dados foram coletados a cada 5 segundos utilizando-se a sonda multiparâmetro YSI 556;
- 5) Quando alcançada a saturação, retirou-se 40mL do efluente para as seguintes análises laboratoriais: DQO e amônia (NH₄-N);
- 6) Desligou-se a aeração, mas manteve-se uma leve agitação;
- 7) Após a concentração de oxigênio dissolvido cair 2mg/L, retomou-se a aeração;
- 8) Quando alcançada a saturação adicionou-se um pulso de 40 mL de NH₄Cl;
- 9) Desligou-se a aeração, mas manteve-se uma leve agitação;
- 10) Após a concentração de oxigênio dissolvido cair 2mg/L, retomou-se a aeração até alcançar novamente a saturação e em seguida adicionou-se um pulso de 40mL de ATU;
- 11) Depois de alcançada a estabilização, adicionou-se um pulso de 40mL de C₆H₁₂O₆;
- 12) Desligou-se a aeração, e após a concentração de oxigênio dissolvido cair 2mg/L, retomou-se a aeração até alcançar novamente a saturação;
- 13) Plotou-se um gráfico com os valores de OD (mg/L) em função do tempo (min) e obteve-se a velocidade de consumo de oxigênio (QO₂X), através da inclinação da reta de melhor ajuste (regressão linear).

4.3.2.3 Cálculo da Biomassa Ativa

A biomassa ativa heterotrófica (BAH) e a biomassa ativa autotrófica (BAA) foram calculadas de acordo com o ASM1 – Activated Sludge Model n. 1 (Henze *et al.*, 1987), através das equações 10 e 11:

$$X_H = \frac{1}{\mu_{H \max}} \frac{Y_H}{1 - Y_H} (QO_2X)_{H \max}$$

Equação 10

$$X_A = \frac{1}{\mu_{Amax}} \frac{Y_A}{4,57 - Y_A} (QO_2X)_{Amax}$$

Equação 11

Onde:

X_H = concentração de biomassa heterotrófica (gDQO/L);

X_A = concentração de biomassa autotrófica (gDQO/L);

μ_{Hmax} = taxa de crescimento heterotrófico (d^{-1});

μ_{Amax} = taxa de crescimento autotrófico (d^{-1});

Y_H = taxa de conversão heterotrófica (gDQO/gDQO_{oxidado});

Y_A = taxa de conversão autotrófica (gDQO/gN_{oxidado});

$(QO_2X)_{Hmax}$ = velocidade de consumo de oxigênio da biomassa heterotrófica (medida experimental) (mgO₂/L.h);

$(QO_2X)_{Amax}$ = velocidade de consumo de oxigênio da biomassa autotrófica (mgO₂/L.h).

Os valores de QO_2X_{max} foram obtidos experimentalmente no gráfico, sobre a curva de consumo de oxigênio (respirograma). Os parâmetros estequiométricos Y_{AH} e cinéticos μ_{max} utilizados para o cálculo foram obtidos na literatura (HENZE *et al.*, 1987), sendo:

$$Y_H = 0,63 \text{ gDQO/gDQO}_{oxidado};$$

$$Y_A = 0,24 \text{ gDQO/gN}_{oxidado};$$

$$\mu_H = 6 \text{ d}^{-1};$$

$$\mu_A = 0,75 \text{ d}^{-1}.$$

Os valores desses parâmetros também foram utilizados para o biofilme, partindo da hipótese de que tanto o lodo quanto o biofilme possuem o mesmo tipo de microrganismos.

4.3.2.4 Repartição e Distribuição da Biomassa

A repartição e distribuição da biomassa ativa heterotrófica e autotrófica, fixa (no suporte) e em suspensão (no lodo), foram calculadas através de equações definidas por Ochoa *et al.* (2002).

Através da equação 12 foram determinadas a biomassa total heterotrófica (X_H) e a biomassa total autotrófica (X_A). A equação 13 calcula a biomassa ativa total no reator (X_{TR}) e a equação 14 determina a biomassa total fixa (X_{TFx}) e a biomassa total floculada (X_{Tfloc}).

$$X_H = [X_H]_{fixa} + [X_H]_{floculada} \quad e \quad X_A = [X_A]_{fixa} + [X_A]_{floculada}$$

Equação 12

$$X_{TR} = X_H + X_A$$

Equação 13

$$X_{TFx} = [X_A]_{fixa} + [X_H]_{fixa} \quad e \quad X_{Tfloc} = [X_A]_{floculada} + [X_H]_{floculada}$$

Equação 14

Para identificar a distribuição entre biomassa fixa e floculada, heterotrófica e autotrófica e biomassas totais fixas e floculadas, utilizou-se as seguintes frações (f):

$$f_{(HFx/H)} = \frac{[X_H]_{fixa}}{X_H} \quad e \quad f_{(AFx/A)} = \frac{[X_A]_{fixa}}{X_A}$$

Equação 15

Sendo que a fração $f_{(HFx/H)}$ indica a fração de heterotróficas fixas sobre o total de heterotróficas existentes no reator, e $f_{(AFx/A)}$ indica a fração de autotróficas fixas sobre o total de autotróficas do reator.

A composição da biomassa fixa e floculada foi calculada de acordo com as frações apresentadas na equação 16:

$$f_{(HFx/TFx)} = \frac{[X_H]_{fixa}}{X_{TFx}} \quad e \quad f_{(AFx/TFx)} = \frac{[X_A]_{fixa}}{X_{TFx}}$$

Equação 16

Onde $f_{(HFx/TFx)}$ é a fração de biomassa fixa heterotrófica em relação à fração total de biomassa fixa no reator e $f_{(AFx/TFx)}$ é a fração de biomassa fixa autotrófica em relação à fração total de biomassa fixa no reator.

Os mesmos procedimentos de cálculo foram utilizados para as frações de biomassa floculada.

4.4 Análises Laboratoriais

Os seguintes parâmetros foram determinados a fim de avaliar as condições durante os testes respirométricos: sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), e nitrogênio amoniacal. Estas análises foram feitas segundo o Standard Methods (APHA, 1998).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Testes Respirométricos da Etapa 1

Como dito anteriormente, esta etapa teve por objetivo determinar a velocidade de respiração celular (Q_{O_2X}) e a velocidade específica de respiração (Q_{O_2}) dos microorganismos presentes do RHBS, através de um procedimento realizado no próprio reator (On-line) e outro em bancada.

Os testes respirométricos foram realizados durante as três fases aeradas do ciclo, sendo que em cada respirograma obtido foi feito o ajuste da melhor reta e através do coeficiente angular da mesma obteve-se o valor de Q_{O_2X} .

Durante a Estratégia I foram feitos testes respirométricos nos dias 27 de julho (respirogramas das Figuras 17 a 22), 01 de agosto (respirogramas das Figuras 23 a 28). Durante a Estratégia II (adição de carga orgânica suplementar) foi feito um teste respirométrico no dia 14 de setembro (respirogramas das Figuras 29 a 33).

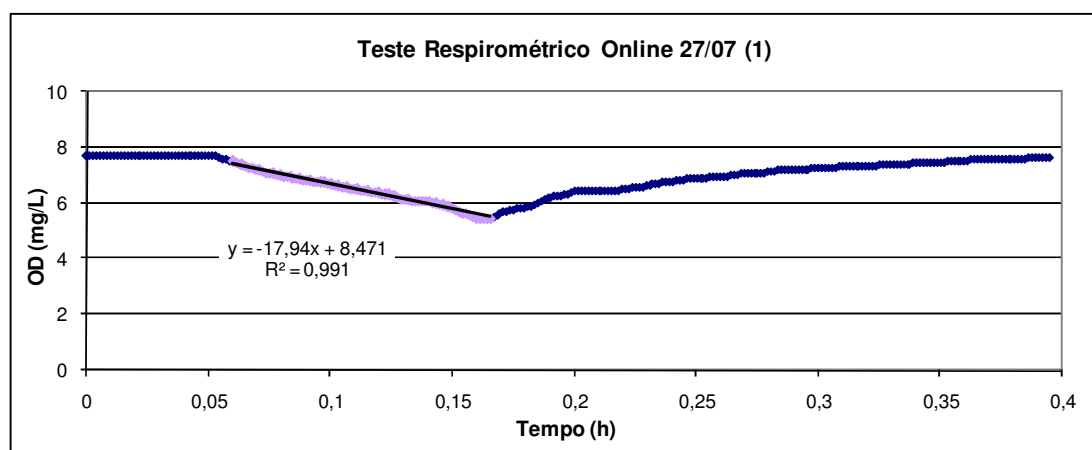


Figura 17. Respirograma obtido no teste respirométrico online da primeira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07.

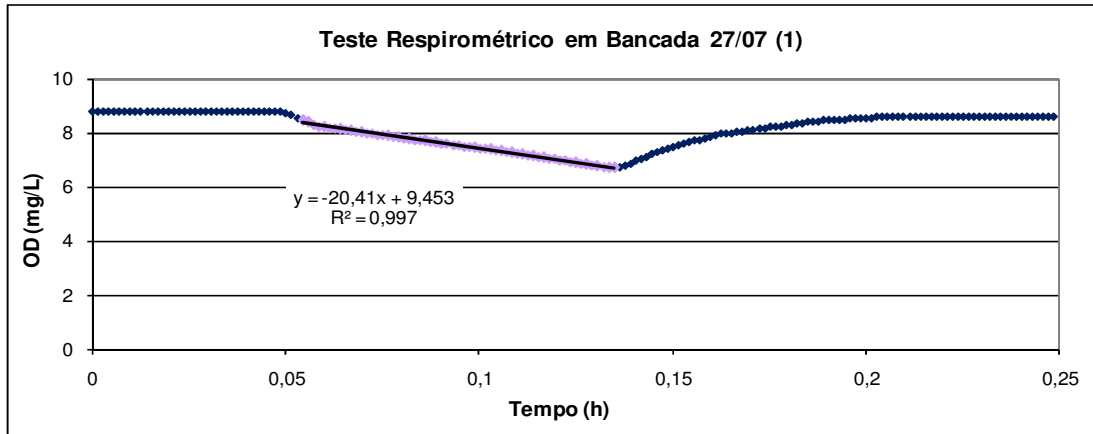


Figura 18. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da primeira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07.

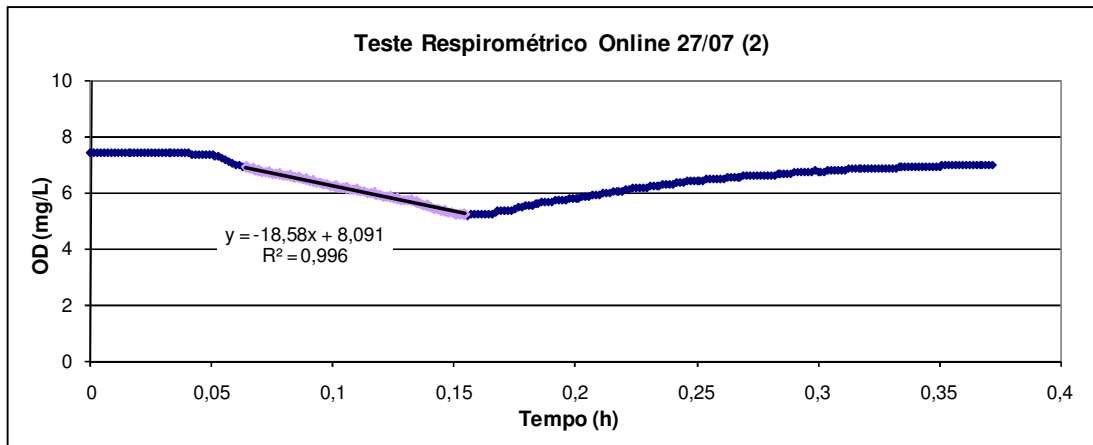


Figura 19. Respirograma obtido no teste respirométrico online da segunda fase aerada do ciclo do dia 27/07/07.

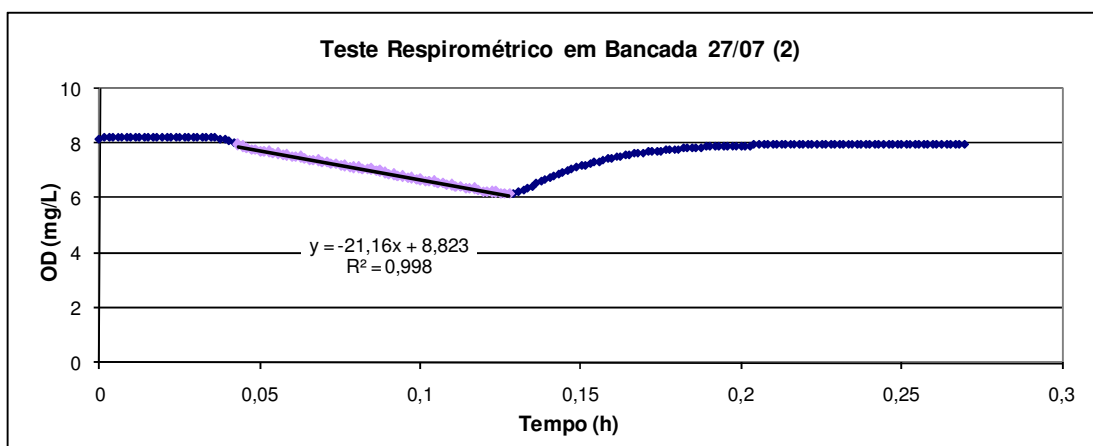


Figura 20. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da segunda fase aerada do ciclo do dia 27/07/07.

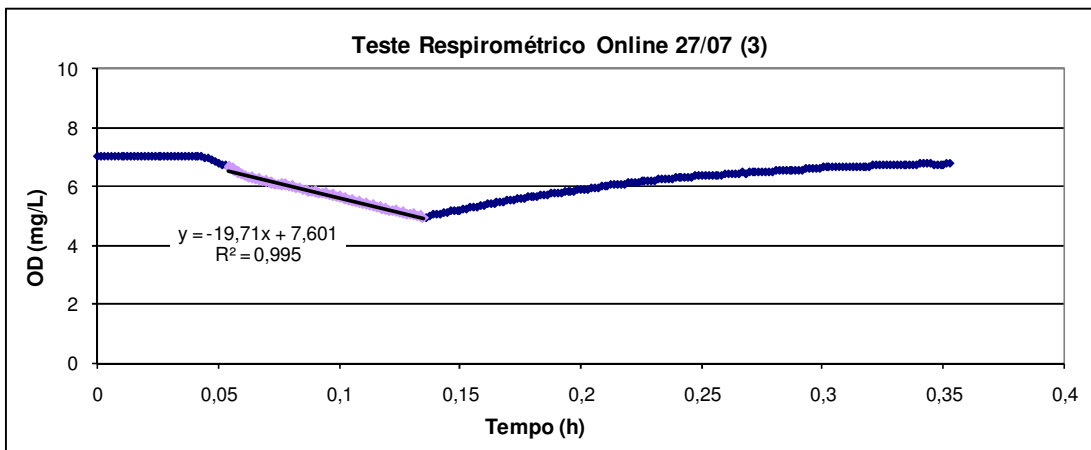


Figura 21. Respirograma obtido no teste respirométrico online da terceira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07.

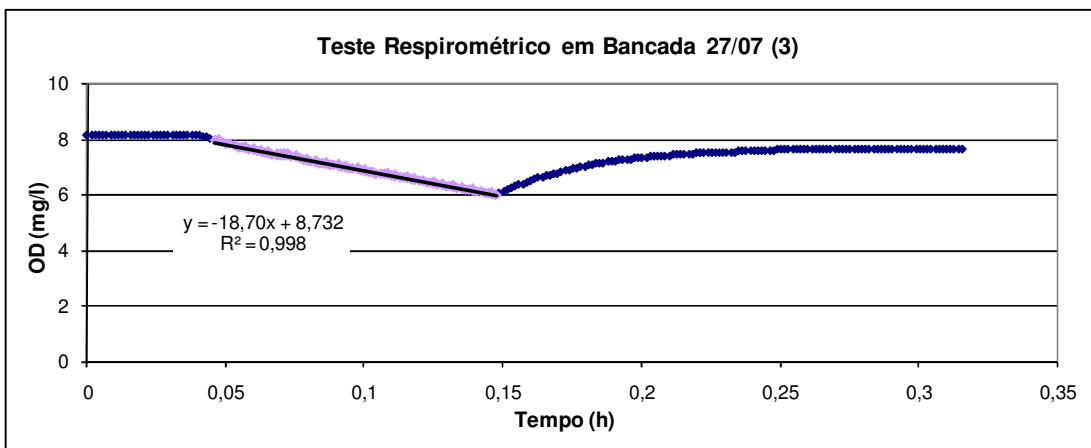


Figura 22. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da terceira fase aerada do ciclo do dia 27/07/07.

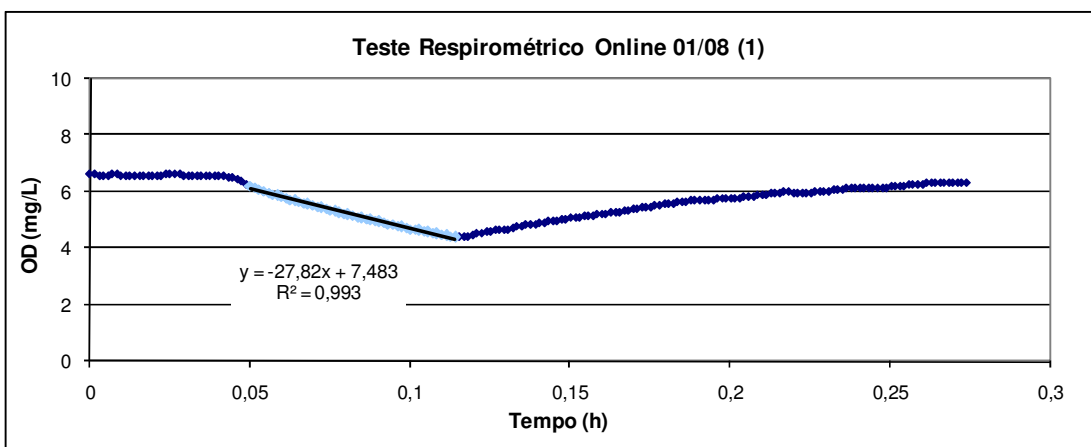


Figura 23. Respirograma obtido no teste respirométrico online da primeira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07.

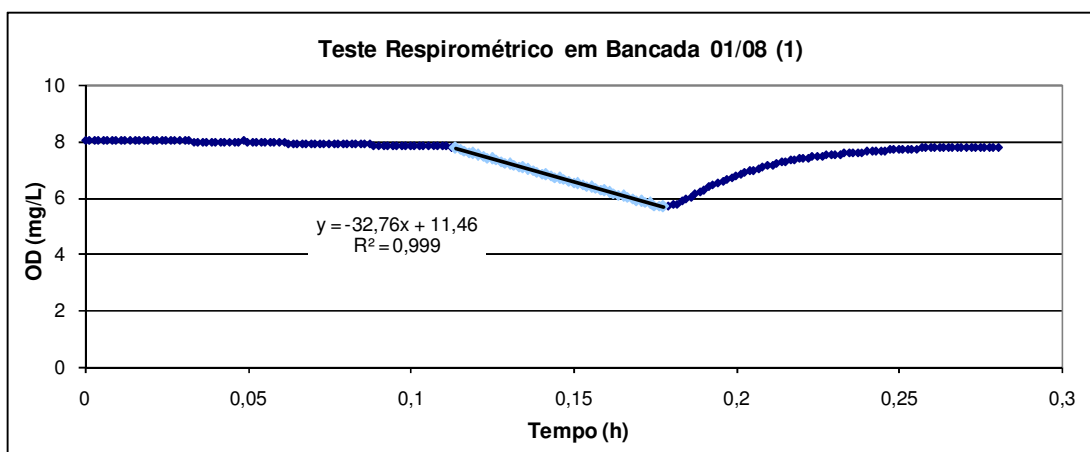


Figura 24. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da primeira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07.

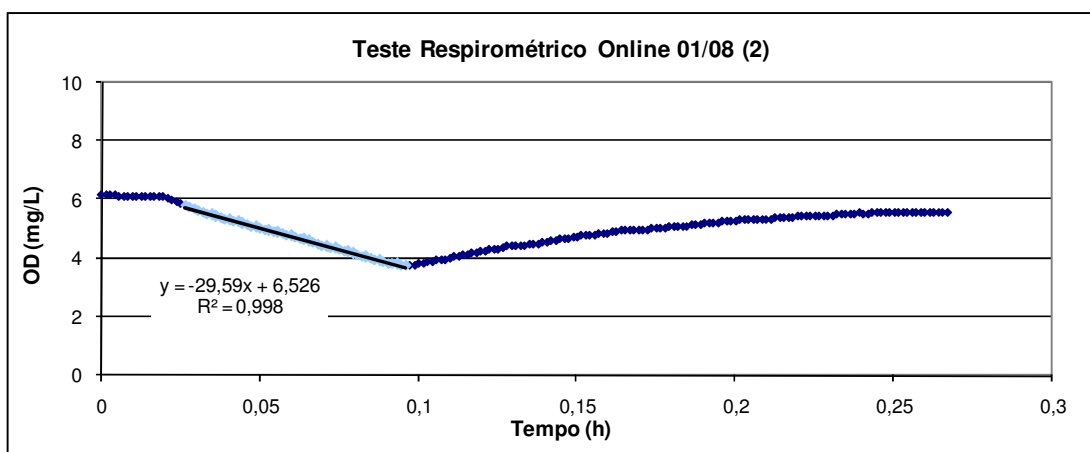


Figura 25. Respirograma obtido no teste respirométrico online da segunda fase aerada do ciclo do dia 01/08/07.

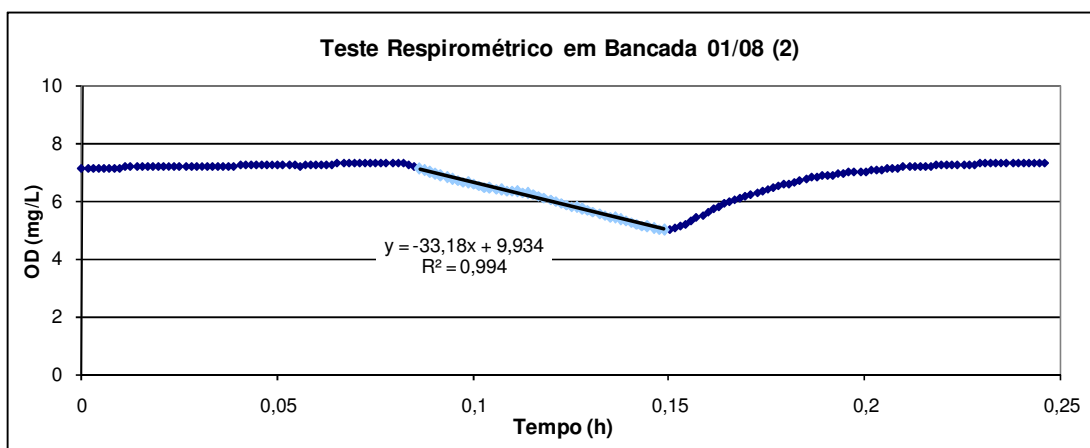


Figura 26. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da segunda fase aerada do ciclo do dia 01/08/07.

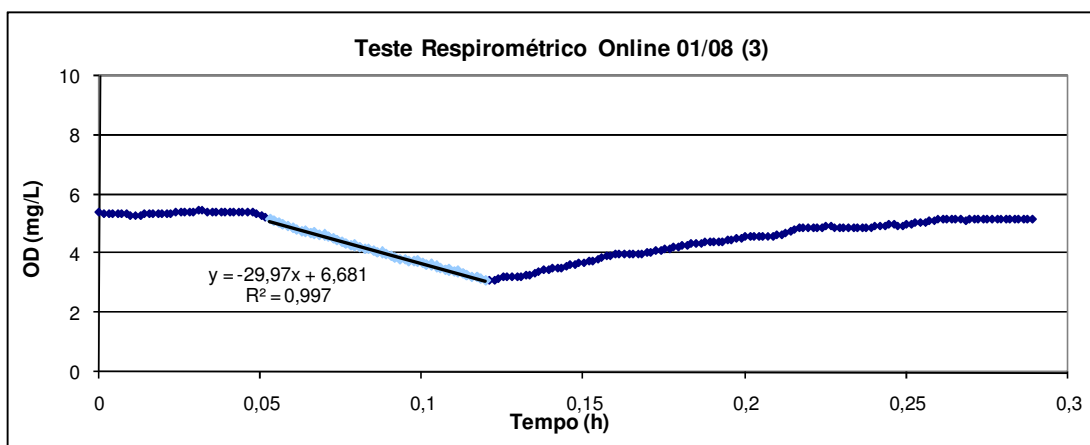


Figura 27. Respirograma obtido no teste respirométrico online da terceira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07.

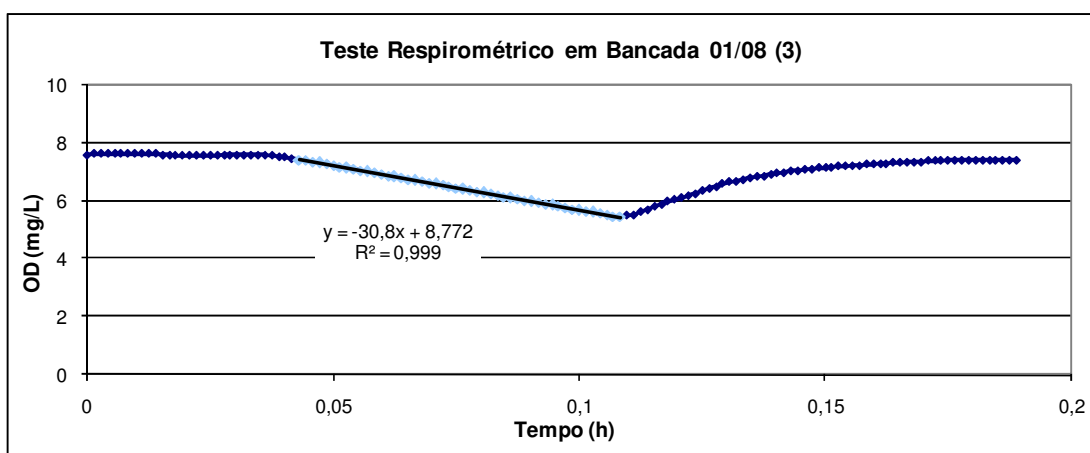


Figura 28. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da terceira fase aerada do ciclo do dia 01/08/07.

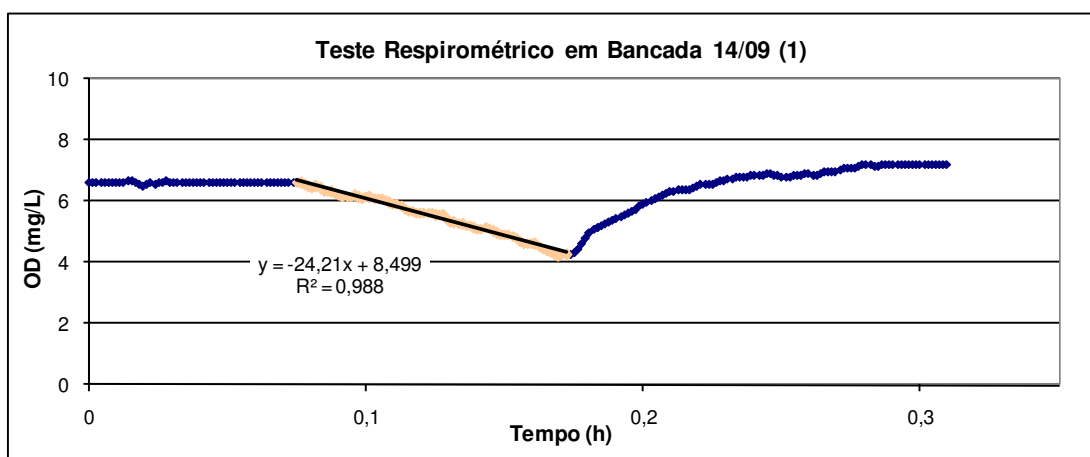


Figura 29. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da primeira fase aerada do ciclo do dia 14/09/07.

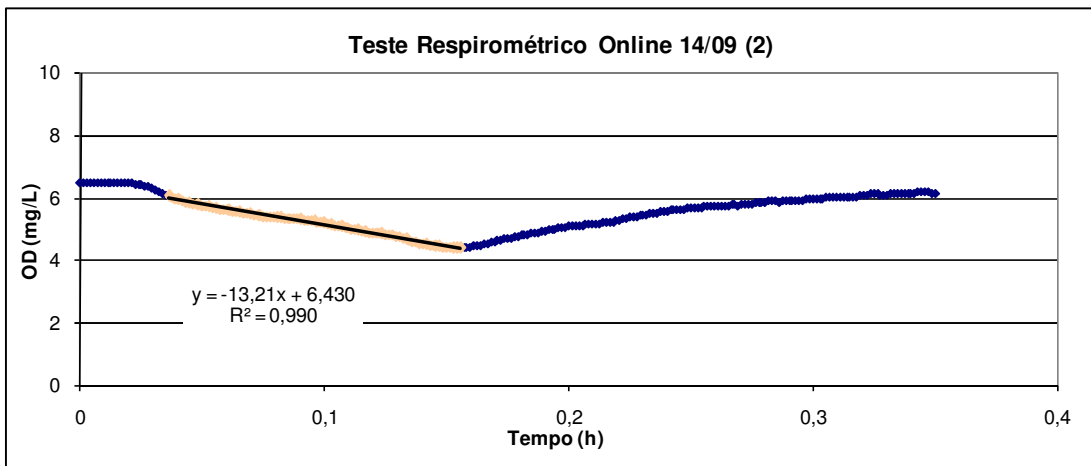


Figura 30. Respirograma obtido no teste respirométrico online da segunda fase aerada do ciclo do dia 14/09/07.

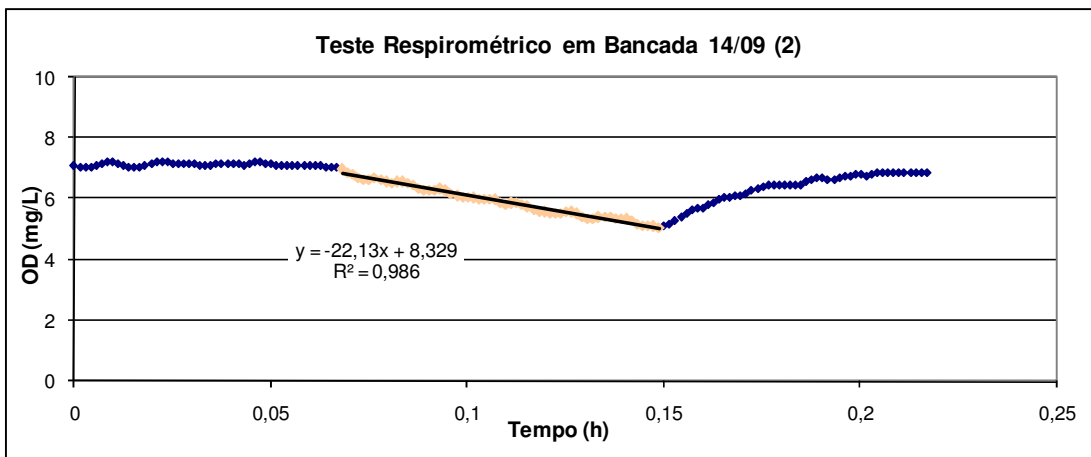


Figura 31. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da segunda fase aerada do ciclo do dia 14/09/07.

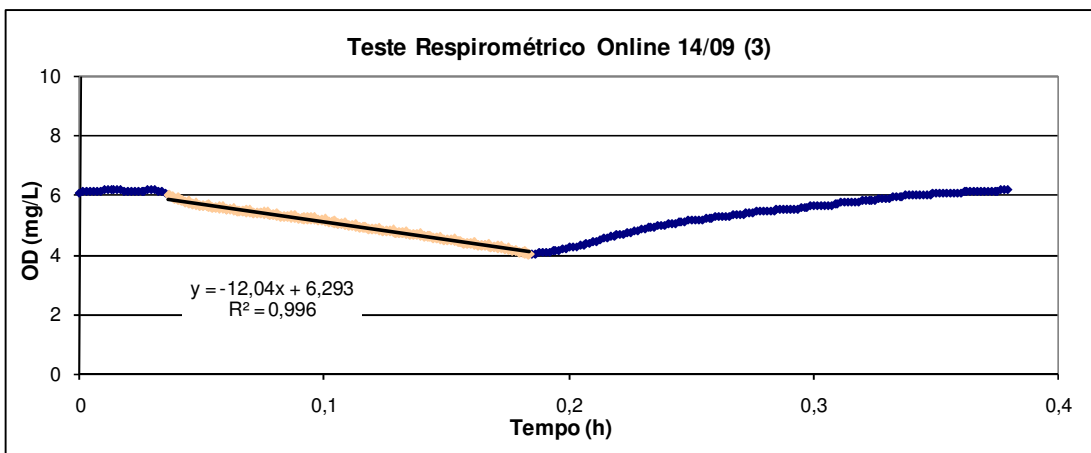


Figura 32. Respirograma obtido no teste respirométrico online da terceira fase aerada do ciclo do dia 14/09/07.

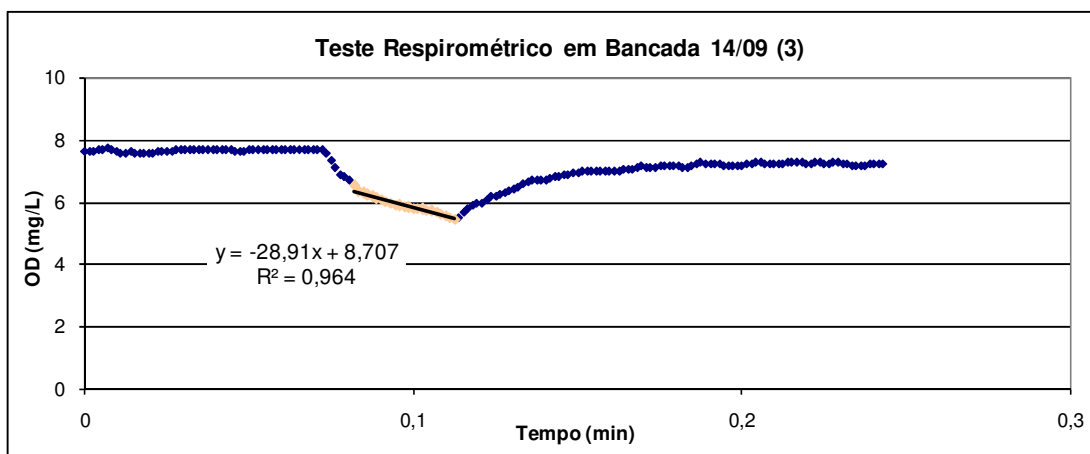


Figura 33. Respirograma obtido no teste respirométrico em bancada da terceira fase aerada do ciclo do dia 14/09/07.

Na primeira fase aerada do ciclo do dia 14 de setembro – Estratégia II – a concentração de oxigênio no reator estava em torno de 0,20 mg/L, não permitindo assim a realização do teste respirométrico online.

As Tabelas 2 e 3 apresentam os resultados obtidos durante os testes respirométricos realizados nos dias 27 de julho, 01 de agosto – Estratégia I – e 14 de setembro – Estratégia II.

Os resultados apresentados correspondem ao período de estudo entre julho e setembro de 2007. Durante a Estratégia I (esgoto urbano de média concentração) a DQO_{Total} média de entrada foi de 472 mg/L e as eficiências de remoção variaram de 62 a 92%, com média de 78 ± 12 %, enquanto a concentração média de amônia (NH_4) na entrada foi de 55 mg/L e as eficiências variaram de 70 a 93%, com média de 78 ± 13 %. Já no começo Estratégia II (adição de carga orgânica suplementar) a DQO_{Total} média de entrada foi de 3.860 mg/L e a eficiência obtida foi de 92 a 95%, com média de 94 ± 2 %. Quanto à concentração média de NH_4 na entrada, nesta etapa, foi de 56 mg/L e as eficiências variaram de 64 a 86%, com média de 73 ± 11 %. No final da Estratégia II, foi observada uma queda da eficiência na remoção de matéria carbonácea, onde a DQO_{Total} no final de cada fase aeróbia e na saída (final do ciclo) ficou em torno de 400 mg/L, diferente da etapa 1 quando se observou que a DQO_{Total} no final das fases aeróbias ficou em torno de 100 mg/L e no final do ciclo foi de 62 mg/L. Foi verificada também uma diminuição da remoção de NH_4 , sendo que no final de cada fase aeróbia e na saída a concentração de amônia ficou em torno de 20 mg/L, enquanto que durante a Estratégia I esta concentração ficou em torno de 15 mg/L no final da fase aeróbia e na saída foi de 12 mg/L.

Tabela 2. Resultados da média de NH₄-N, DQO e SST durante os Testes Respirométricos em bancada da Etapa 1.

| Testes Respirométricos | NH ₄ -N (mg/L) | DQO _F (mg/L) | SST (mg/L) |
|-----------------------------|---------------------------|-------------------------|------------|
| 1ª fase aerada do dia 27/07 | 10,5 | 43,7 | 3796 |
| 2ª fase aerada do dia 27/07 | 5,5 | 53,3 | 3212 |
| 3ª fase aerada do dia 27/07 | 8,8 | 55,6 | 2932 |
| 1ª fase aerada do dia 01/08 | 5,9 | 69,8 | 3452 |
| 2ª fase aerada do dia 01/08 | 4,7 | 89,3 | 3596 |
| 3ª fase aerada do dia 01/08 | 10,7 | 62,7 | 2784 |
| 1ª fase aerada do dia 14/09 | 22,0 | 143,4 | 2260 |
| 2ª fase aerada do dia 14/09 | 22,5 | 238,5 | 2240 |
| 3ª fase aerada do dia 14/09 | 30,1 | 186,3 | 2460 |

Tabela 3. Resultados de QO₂X e QO₂ dos Testes Respirométricos da Etapa 1.

| Testes Respirométricos | QO ₂ X (mgO ₂ /L.h) | X (gSST/L) | QO ₂ (mgO ₂ /gSST.h) |
|---------------------------------------|---|------------|--|
| Online - 1ª fase aerada do dia 27/07 | 17,9 | - | - |
| Bancada - 1ª fase aerada do dia 27/07 | 20,4 | 3,8 | 5,4 |
| Online - 2ª fase aerada do dia 27/07 | 18,6 | - | - |
| Bancada - 2ª fase aerada do dia 27/07 | 21,2 | 3,2 | 6,6 |
| Online - 3ª fase aerada do dia 27/07 | 19,7 | - | - |
| Bancada - 3ª fase aerada do dia 27/07 | 18,7 | 2,9 | 6,4 |
| Online - 1ª fase aerada do dia 01/08 | 27,8 | - | - |
| Bancada - 1ª fase aerada do dia 01/08 | 32,8 | 3,4 | 9,6 |
| Online - 2ª fase aerada do dia 01/08 | 29,6 | - | - |
| Bancada - 2ª fase aerada do dia 01/08 | 33,2 | 3,6 | 9,2 |
| Online - 3ª fase aerada do dia 01/08 | 30,0 | - | - |
| Bancada - 3ª fase aerada do dia 01/08 | 30,8 | 2,8 | 11,0 |
| Online - 1ª fase aerada do dia 14/09 | - | - | - |
| Bancada - 1ª fase aerada do dia 14/09 | 24,2 | 2,3 | 10,5 |
| Online - 2ª fase aerada do dia 14/09 | 13,2 | - | - |
| Bancada - 2ª fase aerada do dia 14/09 | 22,1 | 2,2 | 10,0 |
| Online - 3ª fase aerada do dia 14/09 | 12,0 | - | - |
| Bancada - 3ª fase aerada do dia 14/09 | 28,9 | 2,5 | 11,6 |

Conforme item 3.4.1, o valor de QO₂ é obtido quando se conhece a concentração celular (X). Entretanto, para os testes respirométricos online, não foi

possível determinar o valor de X no interior do reator por uma simples análise de sólidos em laboratório, já que existe biomassa aderida ao material suporte.

Através da Tabela 3 observa-se que as velocidades de respiração celular (QO_2X) obtidas nos testes respirométricos variaram entre 12 e 33,2 $mgO_2/L.h$, estando dentro da faixa normalmente encontrada em sistemas de lodo ativado, que é de 10 a 40 $mgO_2/L.h$ (Van HAANDEL & CATUNDA, 1982). Já as velocidades específicas de respiração (QO_2) variaram entre 5,4 a 11,6 $mgO_2/gSST.h$.

Couto (2007) utilizando também um Reator Híbrido em Batelada Sequencial (RHBS) para tratar esgoto doméstico com cargas variando entre 0,14 a 0,51 $kgDQO/m^3.dia$ e 0,02 a 0,06 $kgNH_4-N/m^3.dia$, obteve através de testes respirométricos de bancada, velocidade de respiração celular variando entre 19,8 e 90,6 $mgO_2/L.h$, e velocidade específica de respiração variando entre 7,8 e 25,2 $mgO_2/gSST.h$.

Nos testes respirométricos dos dias 27/07 e 01/08 – Estratégia I – observou-se que apesar das amostras terem apresentado uma concentração celular semelhantes, as velocidades de respiração celular e as velocidades específicas de respiração no dia 01/08 foram relativamente maiores que no dia 27/07, o que demonstra uma maior atividade das bactérias no dia 01/08. No teste respirométrico do dia 14/09 – Estratégia II – obteve-se os maiores valores referentes à velocidade específica de respiração em virtude de se ter uma maior concentração de NH_4^+-N e DQO (Tabela 2), tendo em vista que durante essa estratégia houve adição da carga orgânica suplementar no reator.

A Tabela 3 mostra que, em geral, as velocidades de respiração celular obtidas nos testes em bancada foram maiores do que nos testes online. Isso pode ser devido ao fato de que em bancada têm-se condições experimentais controladas de temperatura, pH, agitação e aeração. Outro fator que pode ter influenciado nesse resultado e que deve ser levado em conta, é que o procedimento online requer o desligamento dos aeradores do reator o que, conseqüentemente, provoca a cessação da agitação a qual mantém a mistura completa do lodo. Segundo Van Haandel & Marais (1999) a interrupção da agitação resultará em sedimentação do lodo, havendo acumulação do mesmo no fundo e rarefação perto da superfície. Como o teste respirométrico depende da concentração do lodo, sem agitação o resultado do teste dependerá da posição do eletrodo de OD no reator.

Essa diferença entre a velocidade de respiração celular obtida no teste em bancada e online é relativamente pequena durante a Estratégia I, e bem acentuada durante a Estratégia II. Além disso, verificam-se nos resultados apresentados na Tabela 2 que as concentrações médias de NH_4-N e DQO durante a Estratégia 2 foram superiores àquelas obtidas nos da Estratégia 1. Esses resultados aliados ao fato de que na primeira fase aerada do ciclo do dia 14 de setembro a concentração de oxigênio no reator estava em torno de 0,20 mg/L , indicam que o sistema operacional do reator não foi capaz de atender a demanda provocada pela adição da carga orgânica suplementar, o que ocasionou um desequilíbrio da atividade microbiana. Se a carga orgânica for muito elevada, o oxigênio poderá ser utilizado numa velocidade maior do que aquela em que ele pode ser recomposto, o que comprova que a oxigenação do reator foi insuficiente para os processos de tratamento biológico,

produzindo queda na concentração celular e conseqüentemente na velocidade de respiração microbiana.

Após essa constatação, a carga de DQO do afluente foi diminuída a fim de recuperar o equilíbrio do sistema microbiológico do RHBS. Segundo Schmidell (2001), o emprego de elevadas cargas de alimentação só será efetivo caso se tenha sistemas bem dimensionados de transferência de oxigênio, ou seja, podem-se ter situações em que a capacidade de transferência de oxigênio é que ditará as condições de operação.

5.2 Testes Preliminares no Lodo e no Biofilme

Os testes preliminares tiveram por objetivo testar a resposta dos microrganismos presentes tanto no lodo quanto no biofilme, em função dos substratos adicionados (ATU, glicose e cloreto de amônia).

a) Teste 1: pulsos de amônia e ATU no lodo

Este teste feito no lodo do RHBS teve por objetivo conhecer o consumo de amônia ao longo do tempo, bem como testar diferentes concentrações de solução de ATU capazes de inibir a nitrificação.

Os resultados desse teste podem ser encontrados nas Tabelas 4 e 5. A concentração celular do lodo (SST) durante o teste foi de 3313 mg/L. A Figura 34 mostra a variação da concentração de amônia ao longo do tempo, após adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl no lodo.

Tabela 4. Resultados das análises laboratoriais de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ durante o Teste 1.

| Tempo (h) | $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L) | | |
|---|---------------------------------|-------------|-------------|
| | ATU 0 mg/L | ATU 30 mg/L | ATU 50 mg/L |
| <i>Antes da adição:</i> | | | |
| | 1,2 | 1,2 | 1,2 |
| <i>Após adição de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl:</i> | | | |
| 0 | 51,2 | 51,2 | 51,2 |
| 0,5 | 49,6 | 51,0 | 50,4 |
| 1,0 | 41,6 | 49,2 | 49,2 |
| 1,5 | 40,8 | 50,8 | 51,1 |
| 2,0 | 40,0 | 48,5 | 51,0 |
| 3,0 | 38,8 | 50,4 | 48,8 |
| 4,0 | 35,3 | 48,3 | 51,2 |
| 5,0 | 31,9 | 51,4 | 49,3 |
| 6,0 | 31,2 | 49,6 | 50,5 |

Tabela 5. Resultados das análises laboratoriais de DQO_f durante o Teste 1.

| Tempo (h) | DQO _f (mg/L) | | |
|-----------|-------------------------|-------------|-------------|
| | ATU 0 mg/L | ATU 30 mg/L | ATU 50 mg/L |
| 0 | 147,5 | 147,5 | 147,5 |
| 0,5 | 138,7 | 131,0 | 137,3 |
| 1,5 | 132,0 | 125,9 | 133,0 |
| 3,0 | 123,3 | 115,6 | 126,2 |
| 5,0 | 108,2 | 105,9 | 114,5 |
| | | | |

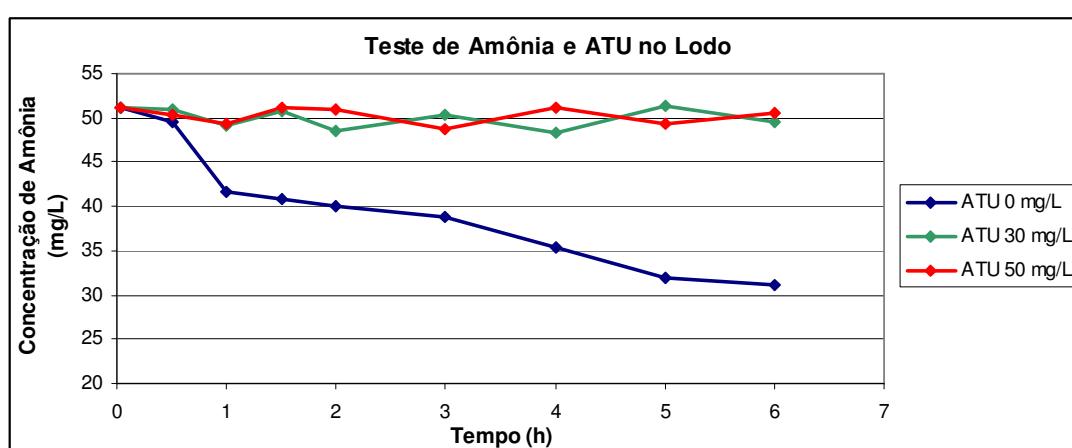


Figura 34. Variação da concentração da amônia ao longo do tempo, após adição de um pulso de 50 mg/L de solução de NH₄Cl no lodo.

Pela Figura 34, verifica-se que, sem a solução de ATU (0 mg/L), o lodo consumiu em torno de 20 mg/L de amônia em um tempo de 6 horas. Já aplicando concentrações de 30 e 50 mg/L de ATU, percebe-se que a concentração de amônia permaneceu praticamente constante durante todo o teste. Com isso, pode-se concluir que ambas as concentrações de ATU adicionadas (30 e 50 mg/L) foram suficientes para inibir a nitrificação durante o período do teste. Baseado nestes resultados, utilizou-se nos testes respirométricos da Etapa 2 um pulso de 30 mg/L de solução de ATU.

b) Teste 2: pulso de DQO no lodo

O segundo teste realizado com o lodo teve por objetivo obter a variação da concentração de DQO filtrada ao longo do tempo, após a adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de glicose (C₆H₁₂O₆).

Os resultados obtidos podem ser encontrados na Tabela 6. A concentração celular do lodo (SST) durante o teste foi de 3724 mg/L. A Figura 35 mostra a

variação da concentração de DQO ao longo do tempo, após adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de $C_6H_{12}O_6$ no lodo.

Tabela 6. Resultados das análises laboratoriais de NH_4^+ -N e DQO durante o Teste 2.

| Tempo (h) | NH_4^+ -N (mg/L) | DQO _f (mg/L) |
|--|--------------------|-------------------------|
| <i>Antes da Adição:</i> | | |
| | 3,7 | 279,2 |
| <i>Após adição de 100 mgDQO/L de solução de $C_6H_{12}O_6$:</i> | | |
| 0 | - | 379,1 |
| 2 | 2,7 | 341,8 |
| 4 | - | 300,4 |
| 6 | - | 277,8 |
| 8 | - | 200,3 |
| 10 | - | 181,6 |
| 24 | 1,1 | 161,6 |

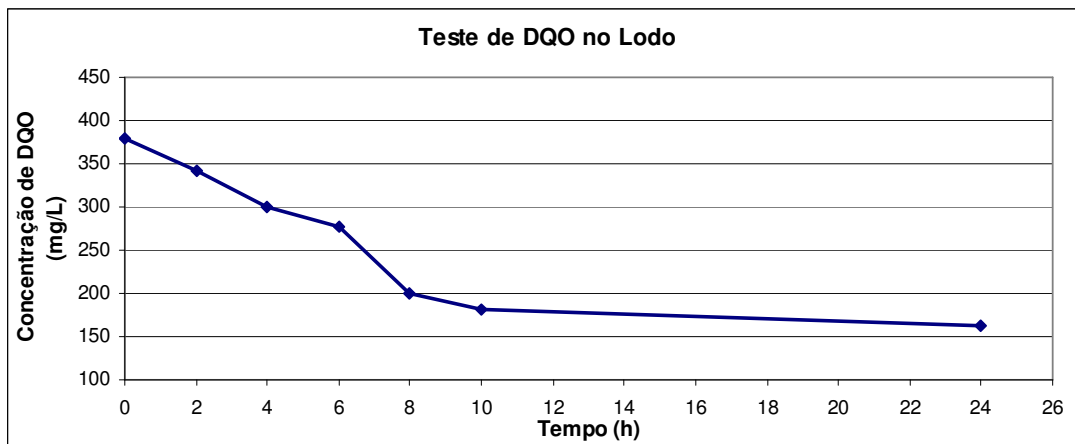


Figura 35. Variação da concentração de DQO ao longo do tempo, após adição de um pulso de 100 mg/L de $C_6H_{12}O_6$ no lodo.

A Figura 35 mostra que o lodo consumiu cerca de 197 mgDQO/L durante as 24h do teste, sendo que a maior parte desse consumo foi verificada nas primeiras 10 horas do teste.

c) Teste 3: pulso de amônia no biofilme

O terceiro teste foi realizado no biofilme e teve por objetivo obter a variação da concentração de amônia ao longo do tempo, após a adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH_4Cl .

Os resultados podem ser encontrados na Tabela 7. A concentração celular no suporte (SST) durante o teste foi de 16,8 mg/L. A Figura 36 mostra a variação da concentração de amônia ao longo do tempo, após adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH₄Cl no biofilme.

Tabela 7. Resultados das análises laboratoriais de NH₄⁺-N e DQO durante o Teste 3.

| Tempo (h) | NH ₄ ⁺ -N (mg/L) | DQO (mg/L) |
|--|--|------------|
| <i>Antes da adição:</i> | | |
| | 4,1 | 219,5 |
| <i>Após adição de 50 mgN/L de solução de NH₄Cl:</i> | | |
| 0 | 54,1 | - |
| 2 | 48,0 | 206,8 |
| 4 | 46,1 | - |
| 6 | 45,5 | - |
| 8 | 44,7 | - |
| 10 | 43,4 | - |
| 24 | 40,1 | 202,0 |

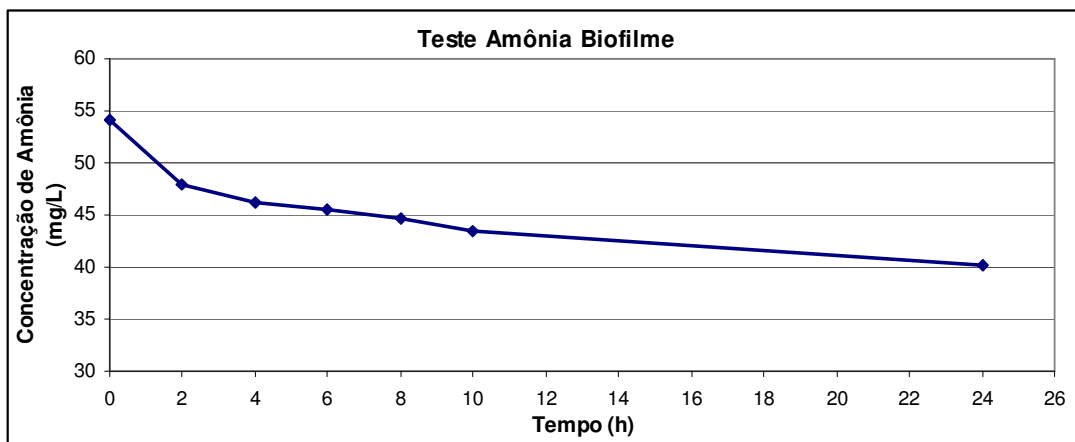


Figura 36. Variação da concentração da amônia ao longo do tempo, após adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de NH₄Cl no biofilme.

A Figura 36 mostra que o biofilme consumiu cerca de 14mgN/L durante 24h do teste. Nas primeiras seis horas do teste o biofilme consumiu aproximadamente 9 mgN/L, menos da metade do valor consumido pelo lodo durante o mesmo período (Teste 1). Entretanto, a concentração celular do biofilme durante o teste é aproximadamente 200 vezes inferior a concentração do lodo durante o Teste 1.

d) Teste 4: pulso de DQO no biofilme

O último teste foi realizado no biofilme e teve por objetivo obter a variação da concentração de DQO filtrada ao longo do tempo, após a adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de glicose ($C_6H_{12}O_6$).

Os resultados podem ser encontrados na Tabela 8. A concentração celular no suporte (SST) durante o teste foi de 19,7 mg/L. A Figura 37 mostra a variação da concentração de DQO ao longo do tempo, após adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de $C_6H_{12}O_6$ no biofilme.

Tabela 8. Resultados das análises laboratoriais de NH_4^+-N e DQO durante o Teste 4.

| Tempo (h) | NH_4^+-N (mg/L) | DQO (mg/L) |
|--|-------------------|------------|
| <i>Antes da adição:</i> | | |
| | 2,8 | 157,7 |
| <i>Após adição de 100 mgDQO/L de solução de $C_6H_{12}O_6$:</i> | | |
| 0 | - | 257,7 |
| 2 | - | 237,3 |
| 4 | - | 190,1 |
| 6 | - | 177,0 |
| 24 | 2,4 | 169,4 |

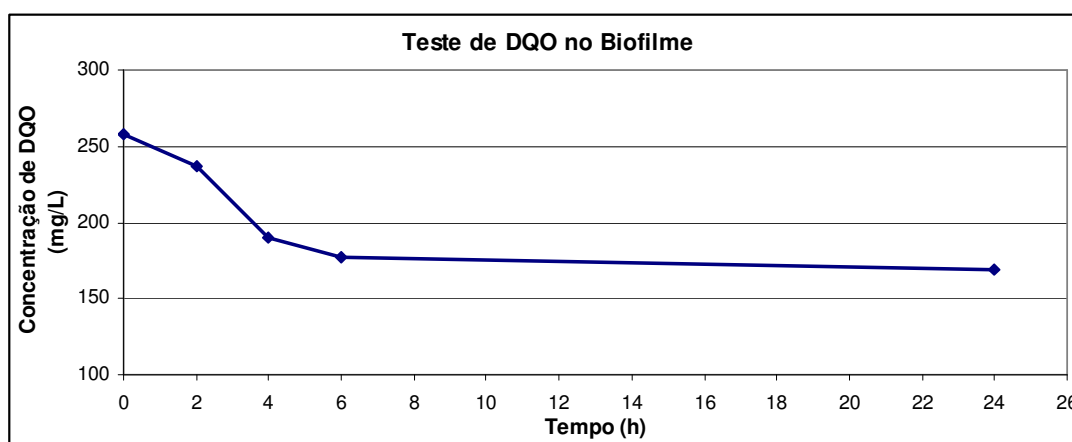


Figura 37. Variação da concentração de DQO ao longo do tempo, após adição de um pulso de 100 mg/L de $C_6H_{12}O_6$ no biofilme.

A Figura 37 mostra que o biofilme consumiu cerca de 88 mgDQO/L durante as 24h do teste, sendo que a maior parte desse consumo foi verificada nas primeiras 6 horas do teste.

Através dos resultados obtidos com esses testes foi possível concluir que os microrganismos presentes no lodo e no suporte são capazes de degradar os pulsos de glicose e cloreto de amônia, e que a ATU é realmente capaz de inibir a nitrificação.

5.3 Testes Respirométricos da Etapa 2

Como dito anteriormente, nos testes respirométricos da Etapa 2 obteve-se a velocidade de consumo de oxigênio dissolvido (Q_{O_2X}) em três condições:

1) respiração endógena: consumo de OD pelas bactérias para a sua manutenção;

2) nitrificação: oxidação de amônia para nitrato, após adição de um pulso de 50 mgN/L de solução de cloreto de amônio (substrato específico para as bactérias autotróficas);

3) respiração exógena: oxidação do material orgânico para produtos minerais, após inibição da nitrificação com 30 mg/L de ATU e posterior adição de um pulso de 100 mgDQO/L de solução de glicose (substrato para as bactérias heterotróficas).

Estes testes foram feitos tanto no suporte como no lodo do RHBS. O teste respirométrico no suporte era realizado imediatamente após a coleta e no lodo era feito 24 horas após a coleta. Estes testes foram feitos durante a estratégia operacional II do reator, onde foi adicionado ao mesmo uma carga orgânica suplementar. As Figuras 38 e 40 mostram os respirogramas obtidos no suporte nos dias 04 e 17 de setembro, respectivamente, e as Figuras 39 e 41 mostram os respirogramas obtidos no lodo nos dias 05 e 18 de setembro, respectivamente.

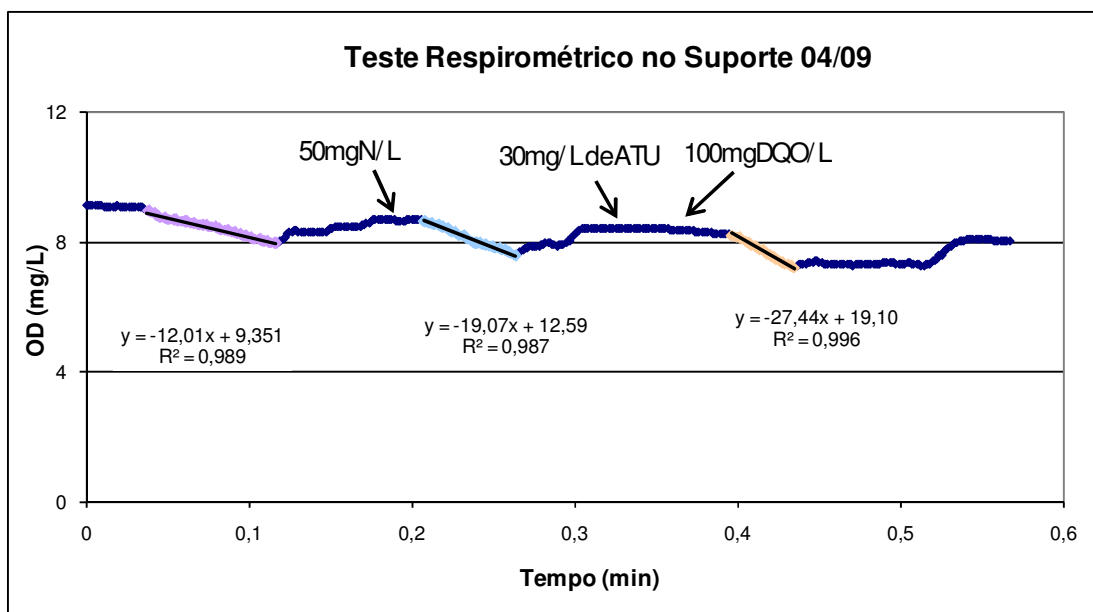


Figura 38. Respirograma obtido no teste respirométrico no suporte no dia 04/09/07.

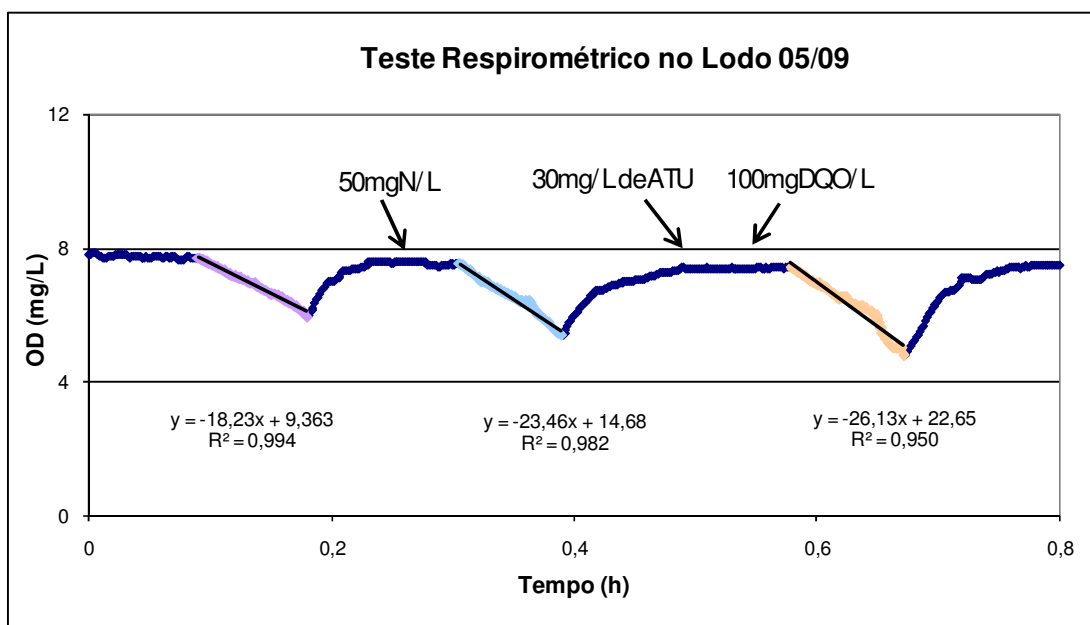


Figura 39. Respirograma obtido no teste respirométrico no lodo no dia 05/09/07.

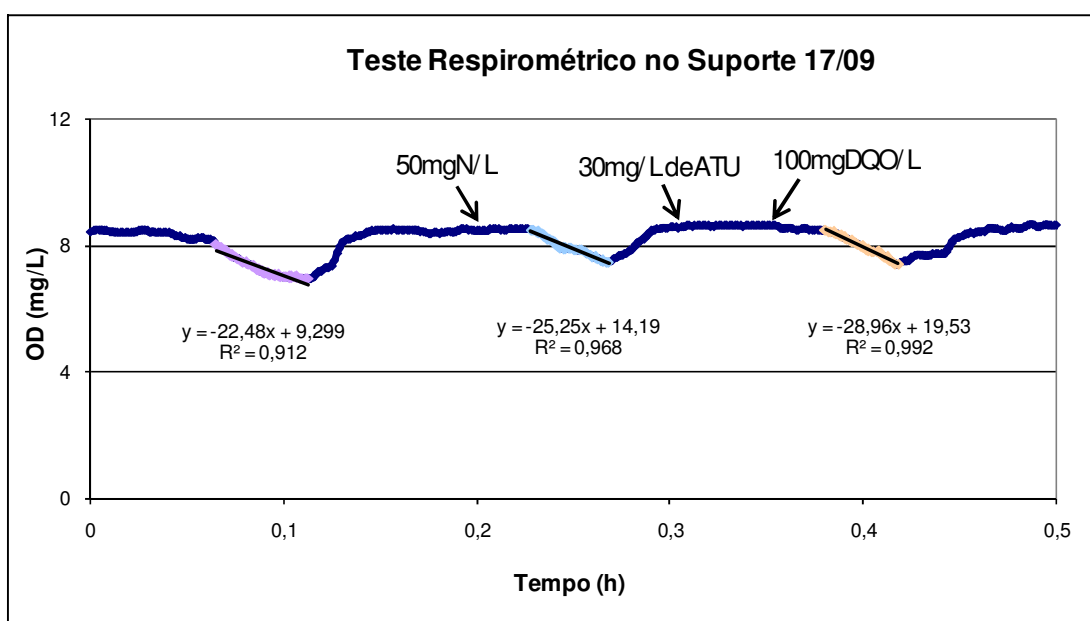


Figura 40. Respirograma obtido no teste respirométrico no suporte no dia 17/09/07.

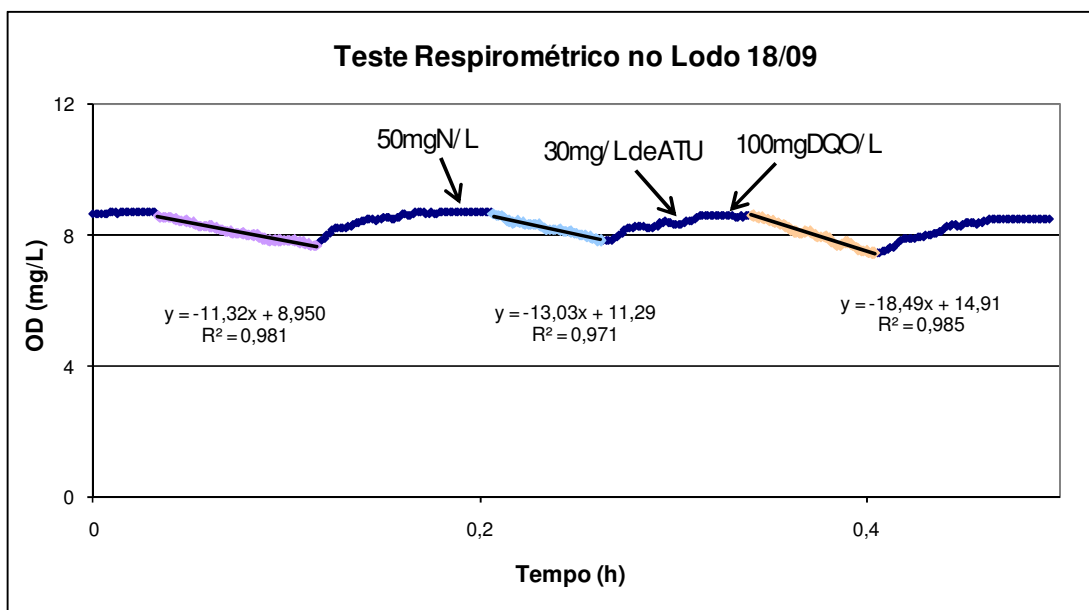


Figura 41. Respirograma obtido no teste respirométrico no lodo no dia 18/09/07.

A Tabela 9 mostra os resultados de $\text{NH}_4\text{-N}$, DQO e SST, antes das adições dos pulsos nos testes respirométricos da Etapa 2, ou seja, durante a fase endógena onde a disponibilidade de substrato é baixa. A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos durante os testes respirométricos realizados no suporte e no lodo nos dias 04, 05, 17 e 18 de setembro.

Tabela 9. Resultados da média de $\text{NH}_4\text{-N}$, DQO e SST, antes das adições dos pulsos nos Testes Respirométricos da Etapa 2.

| Testes Respirométricos | $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L) | DQO _F (mg/L) | SST (mg/L) |
|------------------------|-------------------------------|-------------------------|------------|
| Suporte 04/09/07 | 1,30 | 109,66 | 19,6 |
| Lodo 05/09/07 | 3,72 | - | 2580 |
| Suporte 17/09/07 | 0,36 | 60,58 | 17,2 |
| Lodo 18/09/07 | 5,90 | 210,90 | 2670 |

Tabela 10. Resultados de QO_2X e QO_2 dos Testes Respirométricos da Etapa 2.

| Testes Respirométricos | | QO_2X ($\text{mgO}_2\text{/L.h}$) | X (gSST/L) | QO_2 ($\text{mgO}_2\text{/gSST.h}$) |
|------------------------|--------------|--|---------------|---|
| Suporte 04/09/07 | Endógena | 12,0 | 0,020 | 600,0 |
| | Nitrificação | 7,1 | 0,020 | 355,0 |
| | Exógena | 15,4 | 0,020 | 770,0 |
| Lodo 05/09/07 | Endógena | 18,2 | 2,6 | 7,0 |
| | Nitrificação | 5,2 | 2,6 | 2,0 |

| | | | | |
|---------------------|--------------|------|-------|--------|
| | Exógena | 7,9 | 2,6 | 3,0 |
| Suporte 17/09/07 | Endógena | 22,5 | 0,017 | 1323,5 |
| | Nitrificação | 2,8 | 0,017 | 164,7 |
| | Exógena | 6,5 | 0,017 | 382,3 |
| Lodo 18/09/07 | Endógena | 11,3 | 2,7 | 4,2 |
| | Nitrificação | 1,7 | 2,7 | 0,6 |
| | Exógena | 7,2 | 2,7 | 2,7 |

Na Tabela 10 o valor da velocidade de consumo de OD determinado durante a respiração endógena (QO_2X_{end}) foi subtraído dos valores obtidos posteriormente (QO_2X_A e QO_2X_H), a fim de obter o consumo de oxigênio necessário para metabolizar o substrato adicionado.

De acordo com a Tabela 10 percebe-se que, mesmo com concentrações celulares bem inferiores, no teste respirométrico no suporte os valores de velocidade específica de respiração (QO_2) foram muito maiores aos valores obtidos no lodo, o que demonstra que a maior parte da biomassa ativa do reator encontra-se no suporte. Segundo Lubberding (1995, *apud* Von Sperling, 2006), isto pode ser explicado pelo fato de que a biomassa dispersa possui uma densidade próxima a do esgoto, movendo-se praticamente na mesma direção e velocidade que o mesmo dentro do reator. Conseqüentemente, a biomassa dispersa permanece exposta à mesma alíquota do líquido por um maior período de tempo, fazendo com que a concentração de substrato na vizinhança da célula seja baixa, e essa baixa concentração de substrato induz a uma menor atividade bacteriana. Já no caso da biomassa aderida (biofilme), a densidade do conjunto suporte-biomassa é bastante diferente da densidade do líquido do reator, possibilitando a existência de gradientes de velocidade entre o líquido e a camada externa do biofilme. Nesse caso, as células estão continuamente expostas a novos substratos, potencialmente aumentando a sua atividade.

Através da Tabela 10 nota-se também que a velocidade de consumo de OD durante a nitrificação variou de 1,7 a 7,1 $mgO_2/L.h$, sendo que os maiores valores foram observados no suporte. Medeiros *et al.* (2006) utilizando testes respirométricos em amostras de lodo em excesso gerado no sistema de tratamento da CETREL, obtiveram uma velocidade de consumo de OD durante o processo de nitrificação em torno de 10,8 $mgO_2/L.h$, após adição de 5 mgN/L de solução de NH_4Cl .

Cabezas *et al.* (2004) quantificaram a atividade potencial das nitrificantes através da atividade respirométrica para cada grupo consumidor de oxigênio (heterótrofos, oxidadoras de nitrito e oxidadoras de amônia). Em relação as bactérias oxidadoras de amônia, após alcançada a respiração endógena, adicionou-se um pulso de 60 mgN/L e mediu-se a QO_2X da amônia. Os autores obtiveram valores de QO_2X da amônia variando entre 30 $mgO_2/L.h$ e 60 $mgO_2/L.h$.

Comparando-se as velocidades de consumo de OD (QO_2X) durante a nitrificação nos dois testes respirométricos realizados no suporte (dias 04 e 17 de setembro), nota-se que, apesar da concentração celular (X) do biofilme ser praticamente igual nos dois testes, no dia 17/09 a QO_2X da nitrificação foi relativamente menor do que no dia 04/09. Isso pode ser explicado pelo fato de que o

teste do dia 04/09 foi realizado na fase inicial da Estratégia II, onde a eficiência de remoção de DQO e amônia eram ainda elevadas.

Entretanto no teste do dia 17/09, o aumento da carga carbonácea funcionou como carga de choque, diminuindo a eficiência de remoção de DQO e amônia do reator. Nessa fase da Estratégia II verificaram-se baixas concentrações de OD durante algumas fases aeróbias do reator (em torno de 0,3 mg/L). Segundo Jordão & Pessôa (2005), em concentrações baixas de OD (menores do que 0,5 mg/L) é possível que a nitrificação deixe de ocorrer, sendo que o recomendado é manter a concentração de OD no reator em torno de 2,0 mg/L.

Essas mesmas constatações foram observadas nos dois testes respirométricos no lodo, o que indica que o processo de nitrificação foi afetado, tanto no lodo quanto no biofilme, após a adição de carga orgânica suplementar no reator.

Em relação à velocidade de consumo de OD durante a respiração exógena, percebe-se que a mesma variou entre 6,5 a 15,4 mgO₂/L.h. Costa *et al* (2002) utilizando amostras de lodo ativado de um sistema do tipo Bardenpho, obtiveram uma QO₂X durante a respiração exógena igual a 38,7 mgO₂/L.h após adição de 170 mgDQO/L de solução de acetato de sódio.

De acordo com a Tabela 10 percebe-se o processo de oxidação da matéria orgânica (respiração exógena) não foi afetado no lodo, após a adição de carga orgânica suplementar, uma vez que o valor de QO₂X obtido no teste do dia 05 (7,9 mgO₂/L.h) – fase inicial da Estratégia II – é próximo do valor de QO₂X obtido no teste do dia 18 (7,2mgO₂/L.h) – fase crítica da Estratégia II.

Entretanto, essas mesmas constatações não foram observadas no suporte, uma vez que o valor de QO₂X exógeno foi menor no teste do dia 17/09 do que no teste do dia 04/09, o que demonstra que o processo de oxidação da matéria orgânica foi afetado apenas no biofilme, após a adição de carga orgânica suplementar no reator.

5.3.1 Repartição da Biomassa Ativa

Após medir as taxas de consumo de oxigênio do lodo e do suporte, foi possível calcular a repartição – autotrófica ou heterotrófica - e distribuição - fixa ou floculada - da biomassa ativa através das fórmulas apresentadas nos itens 4.3.2.3 e 4.3.2.4. Os resultados podem ser visualizados na Tabela 11.

Tabela 11. Valores médios da repartição e distribuição da biomassa ativa do RHBS.

| Testes Respirométricos | Fração | Distribuição |
|------------------------|-------------------|---------------|
| 04/09 e 05/09 | 12% Autotrófica | 58% fixa |
| | | 42% floculada |
| | 88% Heterotrófica | 66% fixa |
| | | 34% floculada |

| | | |
|---------------|-------------------|---------------|
| 17/09 e 18/09 | 8% Autotrófica | 62% fixa |
| | | 34% floculada |
| | 92% Heterotrófica | 47% fixa |
| | | 53% floculada |

A composição da biomassa autotrófica, fixa e floculada, bem como da heterotrófica, fixa e floculada, foram determinadas através da equação 16 apresentada no item 4.3.2.4, e podem ser visualizadas na Figura 42.

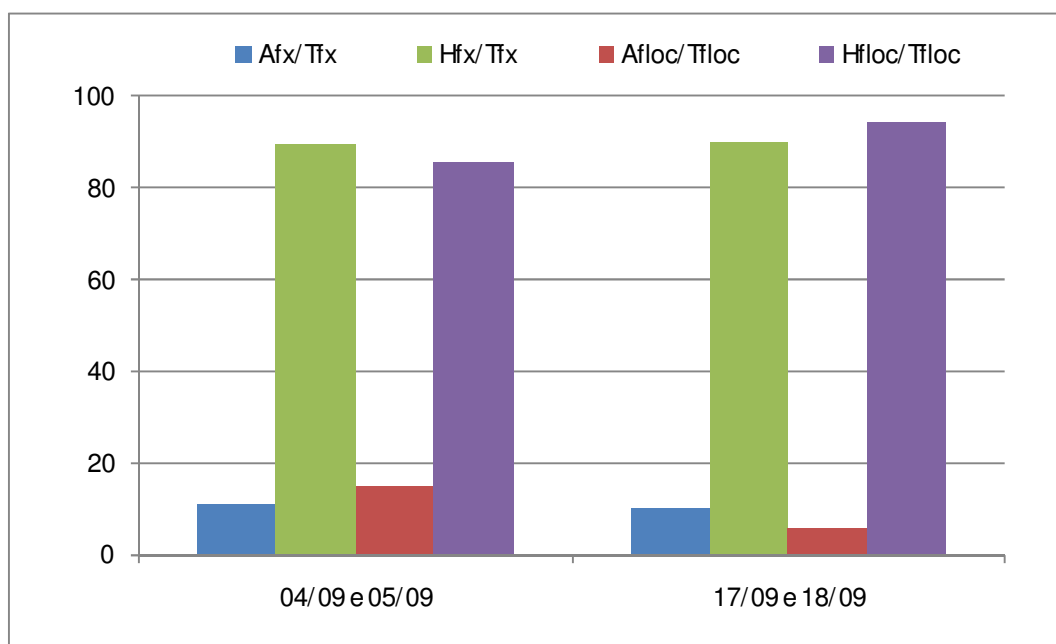


Figura 42. Composição da biomassa ativa, autotrófica e heterotrófica, fixa e floculada do RHBS.

Os resultados mostram que a biomassa ativa do RHBS durante a Estratégia II era formada majoritariamente por organismos heterotróficos, sendo que entre os dois testes houve um aumento da biomassa heterotrófica, e conseqüentemente diminuição da biomassa autotrófica, devido à adição de carga no reator.

De acordo com a Tabela 11, observa-se que nos dois testes respirométricos a biomassa autotrófica estava principalmente fixa no suporte. Este resultado está de acordo com o observado por Ochoa *et al.* (2002) trabalhando com reator híbrido de lodo ativado com leito móvel, utilizando um suporte de plástico reciclado; por Oyanedel *et al.* (2002), trabalhando com reator híbrido airlift, com material suporte plástico rugoso; e Wolff *et al.* (2003a), trabalhando com dois reatores híbridos de leito móvel agitado, sendo que cada reator foi preenchido com um tipo de suporte (suporte plástico reciclado e suporte de polietileno).

A Figura 42 mostra que a fração de microrganismos autotróficos fixos em relação à biomassa total fixa (Afx/Tfx), é menor que a fração de autotróficos

floculados em relação à biomassa total floculada (Afloc/Tfloc), no primeiro teste respirométrico (dias 04 e 05 de setembro). Já a fração de heterotróficos fixos com relação à biomassa total fixa (Hfx/Tfx) é maior do que a fração de heterotróficos floculados em relação à biomassa total floculada (Hfloc/Tfloc), neste mesmo teste. Entretanto, no segundo teste respirométrico (dias 17 e 18 de setembro) observa-se o contrário: $Afloc/Tfloc < Afx/Tfx$ e $Hfloc/Tfloc > Hfx/Tfx$.

Estes fatos ocorrem porque os organismos autotróficos nitrificantes são de lento crescimento, sendo que a imobilização da biomassa em biofilmes é um método eficiente para reter os organismos de lento crescimento, já que a competição por espaço e substrato entre os microrganismos autotróficos e heterotróficos é menor. Já os microrganismos heterotróficos, que são de rápido crescimento, podem crescer tanto no biofilme quanto nos flocos em suspensão (LAZAROVA *et al.*, 1998; WOLFF *et al.*, 2003a). Nestas condições, a matéria orgânica é principalmente metabolizada pelos microrganismos suspensos (heterotróficos), enquanto que a amônia é principalmente oxidada pelos organismos nitrificantes presentes no biofilme (autotróficos) (Oyanedel *et al.*, 2002).

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos concluiu-se que:

- ✓ A respirometria mostrou-se como uma alternativa complementar às análises laboratoriais, tratando-se de um procedimento simples que requer um curto tempo de realização, e que permite a análise imediata dos processos metabólicos que ocorrem no sistema de tratamento.
- ✓ Os resultados obtidos através do método respirométrico durante a Estratégia I, onde foi utilizado esgoto urbano de média concentração, demonstraram que nessa fase o sistema operacional do reator estava estável, apresentando alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio.
- ✓ Já durante a Estratégia II, os testes respirométricos indicaram que o sistema operacional do reator não foi capaz de atender a demanda provocada pela adição da carga orgânica suplementar, ocasionando um desequilíbrio da atividade microbiana. Com isso, conclui-se que a respirometria aliada à automação, pode ser utilizada de maneira eficaz no monitoramento dos efeitos de flutuações de carga em estações de tratamento de efluentes.
- ✓ A medida da velocidade de consumo de OD pelos microrganismos provou ser um parâmetro importante no estudo da cinética dos processos que consomem oxigênio, particularmente os processos de nitrificação, de oxidação da matéria orgânica e de respiração endógena.
- ✓ Classicamente utilizadas para a determinação da biomassa ativa, autotrófica e heterotrófica em sistemas de lodos ativados, as análises

respirométricas permitiram obter a fração da biomassa heterotrófica e autotrófica, bem como a sua distribuição, fixa ou floculada, no Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais. Os resultados mostraram que durante a Estratégia II (adição de carga orgânica suplementar) a biomassa ativa do RHBS era formada majoritariamente por organismos heterotróficos, e que a biomassa autotrófica estava principalmente fixa no suporte.

- ✓ O RHBS é uma tecnologia de tratamento eficiente para a remoção conjunta de carbono e nitrogênio, desde que adequadamente operado em termos de cargas e fornecimento de oxigênio.

7. RECOMENDAÇÕES

Para futuros trabalhos de monitoramento de reatores através de métodos respirométricos, sugere-se:

- ✓ Testar outras fontes de carbono nos testes respirométricos, como por exemplo, o acetato de sódio, a fim de poder escolher uma fonte de carbono que permite obter uma maior atividade da biomassa heterotrófica. Essa escolha pode ser feita baseada na velocidade de consumo de oxigênio (QO_2X) durante o processo de oxidação da matéria orgânica carbonácea, onde o maior valor de QO_2X obtido representa a fonte de carbono capaz de provocar a atividade da maior parte da biomassa.
- ✓ No caso da determinação da repartição da biomassa ativa heterotrófica e autotrófica, utilizar, nos testes respirométricos, inibidores das bactérias do gênero *Nitrobacter*. Sabendo que o processo de nitrificação ocorre em duas etapas (oxidação da amônia a nitrito pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, e oxidação do nitrito a nitrato pela atuação das bactérias do gênero *Nitrobacter*) e que a ATU é um inibidor seletivo do gênero *Nitrosomonas* (ou seja, inibe somente a primeira etapa do processo de nitrificação), torna-se importante inibir também a segunda etapa da nitrificação. Desta forma, a utilização conjunta dos dois inibidores é capaz de bloquear totalmente a nitrificação e obter um resultado mais confiável em relação à taxa de consumo de oxigênio durante o processo de oxidação da matéria orgânica (respiração exógena). Atualmente, muitos estudos têm utilizado $NaClO_3$ como inibidor seletivo do gênero das *Nitrobacter*.
- ✓ Ainda no caso da repartição da biomassa ativa, recomenda-se medir, no mínimo três vezes, o consumo de oxigênio dissolvido em cada condição (respiração endógena, nitrificação e respiração exógena), a fim de obter um valor médio de QO_2X , alcançando assim, resultados mais confiáveis.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; NARDELLI, P. and DENICOLO, A. Treatment of winery wastewater in a full-scale fixed bed biofilm reactor. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 1, p.71-79, 2005.

ANDREOTOLLA, G., OLIVEIRA, E. L., FOLADORI, et al. Método Respirométrico para o monitoramento de processos biológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.1, p. 4-23, 2005.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association. Washington DC, 1998.

BARROS, J.N., ZDRADEK, C.P., REGINATTO, V., SCHMIDELL, W., SOARES, H.M. Emprego da respirometria no estudo da influência da concentração do substrato na velocidade de nitrificação. In: **SINAFERM2003 – XIV Simpósio Nacional de Fermentações**. Florianópolis, SC, 2003.

BELINE, F. **Le traitement biologique aérobie du lisier de porc - Les transformations de l'azote et les émissions gazeuses polluantes**. Coll. Études du Cemagref. Série Équipements pour l'eau et l'environnement. n° 26, 134 p. 2001.

BENTO, A.P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação de controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 10, n° 4, 329-338, 2005.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª Edição. São Paulo, CETESB. 620 p. 1986.

CABEZAS, A., ETCHEBEHERE, C., MUXI, L. Quantification of autotrophic nitrifying bacteria in wastewater treatment systems. **10th World Congress on Anaerobic Digestions**. pp 1168-1172, Montreal. 2004.

CAMPOS, J. L.; GARRIDO-FERNÁNDEZ, J. M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Nitrification at high ammonia loading rates in activated sludge unit. **Bioresource Technology**, v.68, p 141-148. 1999.

CAMPOS, R. H. **Estudo da remoção de carbono e nitrogênio de efluentes urbanos em um reator de leito fluidizado operado em bateladas seqüenciais.** Tese de Doutorado UFSC. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis – SC. 2006.

CAO, Y. S.; ALAERTS, G. J. Influence of reactor type and shear stress on aerobic biofilm morphology, population and kinetics. *Water Research*, v. 29, p. 107-118. 1995.

CARVALLO, L.; CARRERA, J.; CHAMY, R. Nitrifying activity monitoring and kinetic parameters determination in a biofilm airlift reactor by respirometry. *Biotechnology Letters*, v 24, p. 2063–2066. 2002.

CECH, J. S.; CHUDOBA, J.; GRAU, P. Determination of kinetic constants of activated sludge microorganisms. *Water Science & Technology*, v. 17, p. 259-272, 1984.

CHENG, S. S., CHEN, W.C.; HWANG, H.H. Biofilm formation: the effects of hydrodynamic and substrate feeding patterns in three phase draft-tube fluidized bed for nitrification process. *Water Science & Technology*, v.36, n. 12, p. 83-90, 1997.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução 357/05.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acessado no dia 17 de junho de 2007.

COSTA, A. G.; FERREIRA, A. F.; GUIMARÃES, P.; CATUNDA, S. Y. C.; Van HAANDEL, A. Respirometria aplicada no sistema de lodo ativado. Influência de interrupções da oxigenação sobre a viabilidade e atividade de lodo ativado. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, 2002.

COSTA, R.H.R. **Etude du contrôle du biofilm développé dans un lit fluidisé triphasique en épuration carbonée aérobie.** Toulouse. Thèse (Doctorat Ingénierie du Traitement et de l'Épuration des Eaux), L' Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse (INSA). 265 p., 1989.

COUTO, V. S. **Utilização de reatores híbridos de fluxo contínuo e em bateladas seqüenciais para remoção conjunta de carbono e nitrogênio de esgoto urbano.** **Dissertação de mestrado UFSC.** Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis – SC. 2007.

DEGREMONT. **Mémento technique de l'eau**. Tome 1. 10^a ed. 785 p. 2005.

DERONZIER, G.; SCHETRITE, S.; RACAULT, Y.; CANLER, J. P.; LIENARD, A.; HEDUIT, A.; DUCHENE, P. **Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités**. Document technique FNDAE n° 25. Cemagref Editions, 77 p, 2001.

EDELIN, F. **L'épuration biologique des eaux - Théorie & technologie des réacteurs**. Cebedoc Editeur. 4^a ed. 303 p. 1997.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **Manual nitrogen control**. Technomic Publishing, Washington, USA, 311 p., 1993.

FERNANDES, J. G. S.; Van HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P. F. F.; COURA, L. R. Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias – a experiência da CETREL. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 6, n° 3, 2001.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. Porto Alegre, 2000.

GONÇALVES, R.F, CHERNICHARO, C.A.L, ANDRADE NETO, C.O., ALEM SOBRINHO, P. KATO, M.T., COSTA, R.H.R., AISSE, M.M. ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. In: Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB 2. Segrac Editora e Gráfica Ltda, Belo Horizonte, MG. 544 p. 2001.

HENZE, M.; GRADY, C.P.L.; GUJER, W.; MARAIS, G.V.R.; MATSUO, T. Activated sludge Model N° 1. **IAWPRC Scientific and Technical Reports N° 1**. London UK. 1987.

JIH, C. G.; HUANG, J. S. Effect of biofilm thickness distribution on substrate-inhibited kinetics. *Water Research*, v. 38, p. 967-973, 1994.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4^a ed. Rio de Janeiro: ABES. 906 p. 2005.

KAMIYAMA, H. e TSUTIYA, M. T. Lodo ativado por batelada; um processo econômico para o tratamento de esgotos em estações de grande porte. **Revista DAE**. v.52, n.165, p.1-7, 1992.

LAZAROVA, L.; NOGUEIRA, R.; MANEM, J.; MELO, L. Influence of dissolved oxygen on nitrification kinetics in a circulating bed reactor. **Water Science and Technology** vol 37 n° 4-5, pp. 189-193. 1998.

MARSILI-LIBELLI, S., TABANI, F. Accuracy analysis of a respirometer for activated sludge dynamic modelling. **Water Research**, 36, p 1181-1192, 2002.

MEDEIROS, U. T. P.; CAVALCANTI, P. F. F.; van HAANDEL, A. **Uso da respirometria para determinar a cinética de nitrificação em sistemas de lodo ativado**. Gestão e tratamento de resíduos líquidos gerados na cadeia produtiva do petróleo. 1 ed. Recife: Editora universitária, v. 1, p. 119-133, 2006.

MELCHIOR, S. C.; CAMARGO, M. L.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; LOPES, T. A.; BARROS, R. M.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRIN, R. Tratamento de efluentes por processo de lodos ativados. **III Fórum de Estudos Contábeis**. Rio Claro – SP. 2003.

MULLER, N. Implementing biofilm carriers into activated sludge process - 15 years of experience. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 9, p. 167-174. 1998

NICOLELLA, C.; Van LOODRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **Journal of Biotechnology**. Vol. 80, n° 1, p.1-33. 2000.

NIELSEN, P.H., JAHN, A.; ALMGREN, R. Conceptual model for production and composition of exopolymers in biofilms. **Water Science & Technology**, v. 36, n.1, p.229, 1997.

OCHOA, J. C.; COLPRIM, J.; PALACIOS, B. PAUL, E. and CHATELLIER, P. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p.397- 404, 2002.

ØDEGAARD, H., RUSTEN, B. AND WESTRUM, T; A new moving bed biofilm reactor – applications and results **Water Science and Technology**, v. 29, N° 10-11, p. 157-165, 1994.

OYANEDEL, V.; GARRIDO, J.M.; COLPRIM, J.; LAZAROVA, V. AND MENDEZ, R. Comparison and modelling of the growth of heterotrophs and nitrifiers in biofilm and hybrid airlift reactors. **International Specialised Conference on Biofilm Monitoring**, Editoração eletrônica. Porto- Portugal , p. 241-244. 2002.

RIEFLER, R. G.; AHLFELD, D. P.; SMETS, B. F. Respiriometric assay for biofilm kinetics estimation: parameter identifiability and retrievability. **Biotechnology and bioengineering**, v. 57, n 1, 1998.

RITTMANN, B.E., McCARTY, P.L. **Environmental Biotechnology: principles and applications**. McGraw Hill, 2001.

SANTA CATARINA. **Decreto n. 14.250**, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental.

SANTOS, A. V., CYBIS, L. F. A., GEHLING, G. R. Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator seqüencial em batelada (RSB) com enchimento estático. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 11, nº 1, Jan/Mar 2006a.

SANTOS, R. C. O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção de carga orgânica. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 11, nº 2, Abr/Jun 2006b.

SCHMIDELL, W. In: Biotecnologia Industrial. **Agitação e aeração em Biorreatores**. 1 ed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo, v.2, p. 277-331. 2001.

SILVA FILHO, E. B.; CAVALCANTI, P. F. F.; Van HAANDEL, A. Respirimetria aplicada na caracterização da matéria orgânica das águas residuárias. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, Joinville SC, 2003.

SPANJERS, H.; KLAPWIJK, A. On-Line Meter for Respiration Rate and Short-Term Biochemical Oxygen Demand in the Control of the Activated Sludge Process. IN: Instrumentation, Control and Automation of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems. **Proceedings of the 5th IAWPRC Workshop**. Yokohama and Kyoto, Japan. 26 July - 3 August 1990.

SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P.; OLSSON, G.; DOLD, P. **Respirometry in control of activated sludge process: principles. IWAQ Scientific and Technical Report n. 7**, 1998.

SPERANDIO, M. **Developement d'une procedure de compartimentation d'une eau residuaire urbaine et application a la modelisation dynamique de procedes a boues activées**. These doctorat, INSA-Toulouse, France, 1998, 231 p.

SOARES, S. R. A.; MACHADO, A. F.; OLIVEIRA, D. R.; BERNARDES, R. S. Perfil respirométrico de reator biológico em sistema de lodos ativados com remoção de nutrientes. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, 2002.

TOMLINSON, J. Cr.; BOON, A. Cr.; TROTMAN, C. N. A. Inhibition of nitrification of activated sludge systems treating highly nitrogenous waters. **Journal Water Pollution Control Federation**, n° 7, p.1604-1608. 1966.

Van HAANDEL, A. C. & CATUNDA, P. F. C. Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgoto. **Revista Engenharia Sanitária**. 21, 4, pp.481-488. 1982.

Van HAANDEL, A. C. & CAVALCANTI, P. F. F. In: PROSAB 2 – TEMA IV – Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos Urbanos. **Geração e composição de lodo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários**. p. 3-27, 2001.

Van HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p., 1999.

VANROLLEGHEM, P. A.; SPANJERS, H.; PETERSEN, B.; GINESTET, P.; TAKÁCS, I. Estimating (combinations of) activated sludge model n°1 parameters and components by respirometry. **Water Science and Technology**. Vol 39 (1), p. 195–214. 1999.

Von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 3ª edição ampliada. 452 p. 2005.

Von SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Vol. 4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2ª edição ampliada. 428 p. 2002.

Von SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos**. Vol. 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 6ª impressão 211p. 2006.

WEISS, B; ROCHEN, N.; POTIER, O.; PONS, M. N.; CECILE, J. L.; PROST, C. Nouvelle utilisation de la respirométrie en ligne pour la gestion d'une station d'épuration à boues activées. **Techniques sciences méthodes (TSM) – génie urbain, génie rural**. numéro 4. Avril 1999.

WILDERER, P. A.; IRVINE, R. L.; GORONSZY, M. C. Sequencing batch reactor technology. IWA Publishing, London, **Scientific and Technical**, Report n. 10. 1997.

WOLFF, D. B. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio de esgoto urbano em reatores híbridos utilizando dois materiais suporte flotantes**. Tese de Doutorado UFSC. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis – SC. 2005.

WOLFF, D. B.; CHAVEZ, J. C. O.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. Estudo da Biomassa Heterotrófica e Autotrófica Ativa Desenvolvida em Reatores Híbridos no Tratamento de Esgoto Urbano. In: **SINAFERM2003 – XIV Simpósio Nacional de Fermentações**. Florianópolis, SC, 2003a.

WOLFF, D. B.; CHAVEZ, J. C. O.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. Tratamento de esgoto sanitário por reatores híbridos. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES**. Joinville, SC. 2003b.

ANEXOS

ANEXO I – Solução de macro e micro nutrientes

- Macronutrientes (CAMPOS *et al*, 1999):

NaCl = 1 g

KH₂PO₄ = 0,25 g

MgSO₄ = 0,123 g

Pesar os compostos e diluir em 1 litro de água destilada.

- Micronutrientes (CAMPOS *et al*, 1999)

| Compostos | Com água cristalizada (g) | Sem água cristalizada (g) |
|--|---------------------------|---------------------------|
| EDTA | 50,0 | 50,0 |
| ZnSO ₄ | 22,0 | 12,4 |
| CaCl ₂ | 5,5 | 5,5 |
| MnCl ₂ .4H ₂ O | 5,1 | 3,2 |
| FeSO ₄ .7H ₂ O | 5,0 | 2,7 |
| (NH ₄) ₆ MO ₇ O ₂₄ .4H ₂ O | 1,1 | 1,0 |
| CuSO ₄ .5H ₂ O | 1,6 | 1,0 |
| CaCl ₂ .6H ₂ O | 1,6 | 8,8 |

Pesar os compostos, diluir em 1 litro de água destilada e ajustar o pH em 6 com solução KOH 2N.

- Solução de macro e micronutrientes: adicionar 0,5 mL de micronutrientes por litro de solução de macronutrientes.