

22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

14 a 19 de Setembro 2003 - Joinville - Santa Catarina

I-038 - UTILIZAÇÃO DE ENSAIOS DE ATIVIDADE ESPECÍFICA PARA A  
AVALIAÇÃO DE UM REATOR DESNITRIFICANTE DE MISTURA COMPLETA

Fabrcio Butierres Santana (1)

Engenheiro Químico pela Fundação Universidade do Rio Grande. Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e atualmente doutorando no programa de pós-graduação em Engenharia Química da UFSC.

Isadora Rodrigues dos Santos

Aluna de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental na UFSC. Bolsista de auxílio técnico do CNPq.

Valéria Reginatto

Bioquímica pela UFSC. Mestre em Ciências de Alimentos pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Doutora em Ciências pela UNICAMP. Atualmente bolsista PROFIX no EQA/UFSC.

Willibaldo Schmidell

Engenheiro Químico pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP). Doutor em Engenharia pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP). Pós-doutor no INRA – Dijon – França. Professor Livre Docente e Professor Titular da EPUSP. Atualmente Pesquisador Visitante no Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina.

Hugo Moreira Soares

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestre em Engenharia Química pela Universidade de São Paulo (USP). Ph.D. em Engenharia Ambiental pela University of Massachusetts (EUA). Atualmente professor e chefe de departamento do EQA/UFSC.

Endereço(1): Rua Luiz Pasteur, 24. CEP 88015-600–Florianópolis SC.  
butierres@enq.ufsc.br

## RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar as alterações que ocorrem em uma biomassa oriunda de um sistema de tratamento de esgoto sanitário, tipo Lodos Ativados, ao ser submetida a condições anóxicas de desnitrificação. Para isto, foram realizados ensaios cinéticos em distintos estágios da adaptação da biomassa submetida a condições de desnitrificação. Estes ensaios permitiram a determinação da velocidade específica de consumo de diferentes concentrações de substrato. Para cada determinação da atividade foram utilizados substratos específicos, tais como: amônio para a nitrificação, acetato e nitrato para a desnitrificação e acetato para a determinação da atividade metanogênica. O ajuste dos pontos experimentais obtidos nestes ensaios para a determinação dos parâmetros cinéticos foi realizado pela utilização de dois modelos cinéticos descritos na literatura (Monod e Andrews). O reator de desnitrificação com volume de 20 L foi operado como um CSTR (mistura completa) em três condições diferentes de carga nitrogenada e orgânica, sendo que a relação entre estas variou no intervalo de 2,55 e 3,55. A eficiência do reator na última condição (78 mg N-NO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> e acetato 230 mg DQO.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) foi de 96% para a remoção de nitrato e de 83% para a remoção de carbono. No decorrer deste estudo verificou-se que, para a determinação da atividade desnitrificante do lodo original, o modelo de Andrews (R<sup>2</sup>= 0,9) foi mais apropriado que o de Monod, devido a existência de uma constante de inibição (K<sub>i</sub>). Porém, ao final do período de operação do reator de desnitrificação demonstrou-se que ambos os modelos cinéticos estudados ajustaram-se da mesma forma aos pontos experimentais, o que demonstra que a biomassa não apresenta o fenômeno de inibição pelo substrato. Porém, para atividade heterotrófica aeróbia, este fenômeno de inibição foi observado no lodo após a operação do reator. Foi possível com este trabalho realizar a caracterização das comunidades bacterianas, bem como a alteração que ocorreu nos grupos microbianos avaliados.

**PALAVRAS-CHAVE:** Desnitrificação, Cinética microbiana, Caracterização biológica.

## Introdução

Os processos biológicos envolvidos na remoção de nitrogênio, a nitrificação e a desnitrificação têm sido intensamente estudados. As condições operacionais e ambientais para estes sistemas, como pH, temperatura, relação carbono:nitrogênio (C/N), relação substrato:biomassa (S<sub>0</sub>/X<sub>0</sub>), tipo de fonte de carbono, entre outros, encontram-se razoavelmente bem estabelecidos na literatura especializada (Sánchez et. al., 2000).

Entretanto, a eficiência de um processo biológico estará sempre correlacionada com o tipo de biomassa presente no reator e, por conseqüência, com a competição existente entre os microrganismos que compõe esta biomassa (Percheron et al., 1999).

A biomassa presente em sistemas de Lodos Ativados para o tratamento de esgotos domésticos apresenta inúmeros grupos de microrganismos, de maneira que podem ser observados processos de remoção de carbono e de oxidação de amônio (nitrificação) no mesmo reator. Porém, a eficiência com que estes processos ocorrem depende, dentre outros fatores, do número de microrganismos presentes no lodo capazes de consumir um substrato específico, ou em última instância, da velocidade de consumo de um determinado substrato por esta biomassa. Quanto ao processo da desnitrificação, existem muitos estudos demonstrando a possibilidade de realização deste processo em Lodos Ativados, uma vez que, em condições anóxicas, alguns dos microrganismos envolvidos no processo de remoção de carbono, têm a capacidade de utilizar o nitrato, formado pela oxidação da amônia realizada pelos microrganismos nitrificantes, como acceptor final de elétrons, reduzindo-o a nitrogênio gasoso (van Handel, A. C., 1981; McClintock, S. A., et al, 1988).

A identificação de bactérias responsáveis pela remoção de nitrogênio, particularmente as desnitrificantes, não pode ser realizada por meio de microscopia convencional. Neste sentido, ensaios de atividade específica são importantes ferramentas no estudo da abundância das populações microbianas que compõem uma biomassa mista, fornecendo informações a respeito das possíveis alterações ocorridas nas populações quando expostas a diferentes condições operacionais e/ou ambientais.

Neste sentido, a proposta deste trabalho foi avaliar as alterações ocorridas nas comunidades bacterianas, presentes originalmente em uma biomassa de um processo de Lodos Ativados, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, ao serem submetidas a condições de desnitrificação. Para tal, foram realizados testes cinéticos utilizando condições apropriadas para determinar separadamente cada uma das possíveis atividades biológicas encontradas no lodo, quais sejam: heterotrófica aeróbia, nitrificante, metanogênica e desnitrificante.

Este estudo cinético foi realizado utilizando-se modelos descritos na literatura, que relacionam o crescimento microbiano frente a diferentes concentrações de substratos. Foram utilizados dois modelos descritos na literatura, o modelo de Monod e o modelo de Andrews (1968), apresentadas nas equações 1 e 2 respectivamente.

(1)

(2)

Onde:

$m$  : velocidade específica de consumo de substrato ( $\text{mg S. gSV}^{-1} \text{d}^{-1}$ );

$m_{\text{max}}$  : velocidade específica máxima de crescimento ou de consumo de substrato ( $\text{mg S. gSV}^{-1} \text{d}^{-1}$ );

S : concentração de substrato (mg.L<sup>-1</sup>);

K<sub>s</sub>: concentração de substrato onde o m max é reduzido pela metade;

K<sub>i</sub> : maior concentração de substrato onde o m max é reduzido pela metade.

## Materiais e Métodos

### Inóculo

O lodo utilizado neste estudo foi proveniente do sistema de Lodos Ativados destinado ao tratamento de esgotos domésticos da cidade de Florianópolis – CASAN /Insular.

### Reator de Desnitrificação

Para a execução do trabalho foi utilizado um reator de mistura completa com um volume total de 20 L, inoculado com o lodo acima descrito, de modo que no início da operação o reator encontrava-se com 2,3 g SSV.L<sup>-1</sup>. O reator foi operado à temperatura ambiente, que esteve em média a  $22,8 \pm 3$  °C. O meio sintético utilizado para alimentação foi composto de nitrato de sódio como fonte de nitrogênio, acetato de sódio como fonte de carbono e solução de macronutrientes e micronutrientes, seguindo indicações de Sánchez et. al. (2000). A alimentação do meio sintético foi em batelada realizada uma vez ao dia. Neste sistema foi realizado um reciclo total de células pela decantação das células suspensas no efluente tratado. Tal procedimento teve um tempo desprezível em relação ao período de 1 dia. O reator foi operado com diferentes cargas sendo que a relação carbono:nitrogênio variou entre 2,55 e 3,5, conforme pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1: Condições de operação do reator desnitrificante

Fases

N-NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)

DQO (mg L<sup>-1</sup>)

TRH (dias)

Relação

C:N

Tempo de operação (dias)

### Primeira

508 ± 40

1300 ± 130

10

2,55

83

### Segunda

1000 ± 60

3500 ± 350

10

3,50

50

### Terceira

780 ± 30

2300 ± 210

10

2,94

47

### Análises Físico-químicas

Foram retiradas amostras do reator três vezes por semana e determinados o pH, a DQO e a concentração de NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N e sólidos suspensos voláteis (SSV) segundo metodologia descrita pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1995).

### Ensaio Cinéticos

## Atividade Nitrificante e Heterotrófica Aeróbia

O sistema experimental foi composto de um difusor de oxigênio utilizado para suprir ar ao sistema, um eletrodo de pH e um de oxigênio dissolvido para monitorar o experimento. O lodo utilizado como inóculo no ensaio foi retirado do reator desnitrificante, sendo lavado a mesma solução salina, utilizada no ensaio do reator de desnitrificação sem a fonte de carbono e de nitrogênio, até que a concentração de substrato fosse zero e o sobrenadante descartado. Após este procedimento, o lodo foi diluído em um volume de meio contendo macro e micronutrientes suficiente para obter-se uma concentração de aproximadamente 3 g SSV. L<sup>-1</sup>. O pH foi controlado em 7,5 e a temperatura do sistema foi mantida em 30 oC.

Primeiramente, o lodo foi aerado próximo à saturação (7 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). Num segundo instante, a aeração foi interrompida, e, neste momento foi determinada a concentração inicial de amônio ou DQO (medida indireta do acetato de sódio), que foram próximas de zero. A partir do momento em que a aeração foi desligada determinou-se a velocidade de queda da concentração de oxigênio dissolvido. Esta medida representou a respiração endógena da biomassa (V(E)). Em seguida, foram realizados pulsos com diferentes concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, com uma solução de cloreto de amônio e bicarbonato para atividade nitrificante. Da mesma forma foram realizados pulsos com diferentes concentrações de uma solução de acetato de sódio, para a determinação da atividade heterotrófica. A cada pulso foi determinada a concentração inicial de amônio ou DQO para as atividades nitrificante e heterotrófica, respectivamente. A queda da concentração de oxigênio em função do tempo, foi acompanhada em todos os pulsos de substrato. Os valores de V(E) e V(S) são os valores das tangentes das curvas de queda da concentração de oxigênio no tempo.

### Equação 3

Onde:  $m_s$  – velocidade específica de consumo de substrato, em mg de S. gSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>;

V(S) – respiração endógena e exógena na respectiva concentração de substrato (S), em mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.min<sup>-1</sup>;

V(E) – respiração endógena, em mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.min<sup>-1</sup>;

X – concentração da biomassa do ensaio, em gSV.L<sup>-1</sup>;

Y<sub>o</sub>/S – fator estequiométrico entre o oxigênio e a amônio para a formação do íon nitrato (4,57 mg de O<sub>2</sub> por mg de N-NH<sub>4</sub>), para atividade nitrificante, ou acetato (DQO) para a atividade heterotrófica (1 mg de O<sub>2</sub> por mg de DQO);

F – fator de conversão de tempo, para transformar o tempo em minutos para dias, 1440 min.d<sup>-1</sup>

Com os dados experimentais obtidos neste experimento foi construído um gráfico da velocidade específica de consumo de substrato, que é determinada conforme a Equação 3,

pela sua respectiva concentração de substrato, determinada no início de cada queda de oxigênio. A partir deste gráfico foi determinado os parâmetros dos modelos de Monod e Andrews, e o seu ajuste conforme descrito no item, "Simulação dos modelos cinéticos", a seguir.

#### Atividade Desnitrificante e Metanogênica

O sistema experimental foi semelhante ao descrito anteriormente (contendo um eletrodo de pH e oxigênio dissolvido para monitorar o experimento), adicionando-se um manômetro de tubo em "U". O lodo utilizado como inóculo no ensaio foi inicialmente lavado em uma solução salina sem oxigênio e o sobrenadante descartado. Após o descarte do líquido, o lodo foi diluído em um volume de meio contendo macro e micronutrientes para gerar uma concentração de SSV de aproximadamente 3 g.L<sup>-1</sup>. O pH foi controlado em 7,5 e a temperatura do sistema foi mantida em 35 oC. Gás Hélio foi borbulhado ao sistema para mantê-lo com concentração de oxigênio dissolvido abaixo de 0,1 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

Inicialmente foi determinada a concentração de nitrato ou DQO (medida indireta do acetato de sódio) para calcular a atividade desnitrificante e metanogênica, respectivamente, sendo estes valores próximos de zero. O aumento de pressão no sistema experimental foi medido no decorrer do ensaio, este aumento de pressão é proporcional a produção do nitrogênio gasoso ou metano, produtos da desnitrificação e metanogênese, que é determinada pela Equação 4. Este primeiro valor do aumento de pressão representa a atividade endógena da biomassa (V(E)). Em seguida, foram realizados pulsos da solução contendo nitrato e acetato de sódio em concentrações crescentes para a determinação da atividade desnitrificante, assim como de uma solução de acetato (DQO) para a atividade metanogênica. A cada pulso foi analisada a concentração de nitrato (para a atividade desnitrificante) e DQO (para a atividade metanogênica), além do registro do aumento de pressão devido a produção de gás. Estes valores de produção de gás representaram a atividade endógena e a exógena devido a respectiva concentração de substrato (V(S)). Os valores de V(E) e V(S) são os valores das tangentes das curvas do aumento da pressão no decorrer do tempo.

Com os dados experimentais obtidos nestes experimentos foi construído um gráfico da velocidade específica de produção de N<sub>2</sub>, para a atividade desnitrificante, e de produção de CH<sub>4</sub> para atividade metanogênica. Estas velocidades são determinadas conforme a Equação 4, pelas suas respectivas concentrações de substrato, determinada no início de cada experimento, antes do início do aumento de pressão. A partir deste gráfico foram determinados os parâmetros dos modelos de Monod e Andrews. Para a determinação dos parâmetros cinéticos dos ensaios acima descritos foi utilizado o software Statistic 5.11, que possibilitou realizar a regressão linear dos modelos pelo método dos mínimos quadrados, pela metodologia Quasi-Newton.

#### Equação 4

Onde:  $m_s$  – velocidade específica de produção de gás, em mg de gás (N-N<sub>2</sub> ou CH<sub>4</sub>).  
gSV-1.d-1;

$V(S)$  – respiração endógena e exógena na respectiva concentração de substrato (S), em atm.min-1 ;

$V(E)$  – respiração endógena, em atm.min-1 ;

X – massa da biomassa do ensaio, em gSV;

F – fator de conversão de tempo, para transformar o tempo em minutos para dias, 1440 min.d-1

V – volume do frasco de reação onde está o gás, "headspace" (L);

R – constante dos gases ideais, em atm.L.gmol<sup>-1</sup>.K-1;

T – temperatura em que foi feita a leitura da pressão;

N – mol do gás produzido no experimento, N<sub>2</sub> ou CH<sub>4</sub>;

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Desempenho do Reator de Desnitrificação

A Figura 1 apresenta a concentração de entrada e saída de nitrato do reator desnitrificante, durante o período de operação de 180 dias. Como pode-se observar, entre o 1º e 83º dias de operação, praticamente todo o nitrato foi eliminado do reator, tendo a desnitrificação alcançado eficiência média de 92 %. Após este período, foi realizado um aumento de carga, o qual desestabilizou o sistema, demonstrado pelo aumento da concentração de nitrato na saída do reator, por este motivo diminuiu-se a carga novamente recuperando-se a eficiência atingida no primeiro período.

Durante toda a operação do sistema, a amônia e o nitrito foram analisados, não sendo detectados, descartando assim a possibilidade de uma redução do nitrato à amônia (amonificação), ou um processo incompleto de desnitrificação. A eficiência de remoção de carbono foi de  $65 \pm 20$  %, de  $86 \pm 19$  %, e de  $83 \pm 6$  % na primeira, segunda e terceira fase da operação do reator, respectivamente. Nota-se que a remoção de carbono não foi afetada pelos aumentos de carga.

Figura 1: Concentração de entrada e saída de nitrato do reator de desnitrificação durante 180 dias de operação

A concentração de sólidos foi medida em determinados períodos da operação do reator e a sua evolução pode ser observada na Figura 2. Nos primeiros 100 dias de operação não foi observado aumento da concentração de sólidos, este fato pode estar correlacionado com a



morte de microorganismos que não se adaptaram as novas condições ambientais e simultâneo crescimento de biomassa desnitrificante.

Figura 2: Evolução da concentração de sólidos totais e voláteis no reator desnitrificante durante 180 dias de operação

#### Estudo cinético

O estudo cinético teve início com a caracterização da biomassa que foi utilizada como inóculo no reator desnitrificante. Na Figura 3 pode-se observar a influência concentração de substrato (acetato) na atividade dos microrganismos heterotróficos aeróbios. Nota-se nesta figura que, nas concentrações de substrato estudadas, este grupo não teve sua velocidade específica de consumo de substrato inibida pelo aumento da concentração do acetato. Este fato foi confirmado pelo ajustes dos modelos de Monod e de Andrews aos pontos experimentais, os quais foram bastante semelhantes, obtendo-se um coeficiente de correlação ( $R^2$ ) de 0,94 para ambos os modelos o que ocasionou uma sobreposição das curvas na Figura 3. Esta semelhança no ajuste é explicada pelo elevado valor da constante de inibição ( $K_i$ ) presente no modelo de Andrews que foi de  $1,4 \times 10^7$  mg L<sup>-1</sup>, um valor que praticamente anula a parcela  $S^2/K_i$ , fazendo com que este modelo fique semelhante ao modelo de Monod, na estrutura de sua equação matemática. Os parâmetros cinéticos dos dois modelos encontram-se na Tabela 2.

A atividade desnitrificante utilizado como inóculo foi determinada, porém não foi detectada através do ensaio de desnitrificação utilizado, descrito no item Materiais e Métodos. Apesar disso, vários autores já demonstraram a presença destes microrganismos facultativos em sistemas de Lodos Ativados (Van Handel, A. C., et al., 1981; McClintock, S. A et al., 1988; Muller, A. et al., 2003).

A oxidação do íon amônio (nitrificação) é normalmente observada em sistemas de Lodos Ativados usados no tratamento de esgotos domésticos. Na Figura 4 são apresentados os resultados da atividade nitrificante encontrada no lodo utilizado como inóculo. Nota-se que em concentrações acima de 50 mg de N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> existe uma forte inibição desta atividade, comprovada pelo baixo valor da constante de inibição ( $K_i$ ) obtido da regressão do modelo de Andrews (1968), que foi de 36,09 mg de N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>. Os demais parâmetros cinéticos podem ser observados na Tabela 2.

Figura 3: Variação da velocidade específica heterotrófica aeróbia de consumo de substrato em diversas concentrações de acetato - Inóculo. Legenda: " Pontos experimentais;  $\frac{3}{4}$  Modelo de Monod; ---- Modelo de Andrews.

Figura 4: Variação da velocidade específica nitrificante de consumo de substrato em diversas concentrações do íon amônio - Inóculo. Legenda: " Pontos experimentais;  $\frac{3}{4}$  Modelo de Monod; ---- Modelo de Andrews.

Figura 5: Variação da velocidade específica heterotrófica aeróbia de consumo de substrato em diferentes concentrações de acetato – Biomassa após 180 dias. Legenda: " Pontos experimentais;  $\frac{3}{4}$  Modelo de Monod; ---- Modelo de Andrews.

Figura 6: Variação da velocidade específica desnitrificante de produção de N-N<sub>2</sub> em diferentes concentrações de nitrato - após 180 dias. Legenda: " Pontos experimentais;  $\frac{3}{4}$  Modelo de Monod; ---- Modelo de Andrews.

As mudanças ocorridas nas atividades dos microrganismos nos 180 dias de operação do reator sob condições desnitrificantes podem ser observadas nas Figuras 5 e 6. A Figura 5 apresenta o comportamento cinético dos microrganismos heterotróficos aeróbios presentes na biomassa do reator ao final da operação. Nesta figura pode ser observado que elevadas concentrações substrato (acetato, medido indiretamente pela DQO) inibem a atividade dos microrganismos, apesar de ocorrer um aumento da velocidade específica máxima de consumo de substrato no lodo quando comparado com o inóculo, como pode ser visto na Tabela 2.

Na Figura 6 pode ser observada a atividade desnitrificante ao final da operação do reator. Nota-se que os modelos de Monod e Andrews tiveram o mesmo ajuste aos pontos experimentais. Assim, não foi detectado o fenômeno de inibição pelo substrato na faixa de concentração de nitrato utilizado nos experimentos.

A ausência de oxigênio no sistema inibiu a atividade nitrificante do lodo, a qual não foi detectada na biomassa do reator após os 180 dias de operação do reator em condições de desnitrificação. A atividade metanogênica do lodo não foi observada em nenhum ensaio realizado no lodo nas etapas avaliadas neste trabalho.

Tabela 2: Parâmetros cinéticos obtidos pelos modelos de Monod (1) e Andrews (2) para o inóculo e a biomassa após 180 dias.

Atividades

Período da operação (dias)

Modelo

$K_s$

(mg L<sup>-1</sup>)

$K_i$

(mg L<sup>-1</sup>)

$m_{max}$

(mg \*S gSV d<sup>-1</sup>)

$R_2$

Heterotrófico aeróbio

0

1

51,28

-

392,37

0,94

2

51,29

1,4x10<sup>6</sup>

392,40

0,94

180

1

43,11

-

731,58

0,82

2

158,36

316,72

1674,65

0,93

Nitrificante

0

1

1,45

-

14,09

0,54

2

3,92

36,09

23,38

0,89

180

1

n.d.

n.d.

n.d.

n.d.

2

n.d.

n.d.

n.d.

n.d.

Desnitrificante

0

1

n.d.

n.d.

n.d.

n.d.

2

n.d.

n.d.

n.d.

n.d.

180

1

29,93

-

73,34

0,90

2

31,00

13028

74,84

0,90

\*S – corresponde ao tipo de substrato para cada uma das atividades dos microrganismos;

n.d. – não detectado.

Segundo Sozen, S. et al. (1998), em sistemas onde existem ciclos de operação aeróbia seguida de anóxica, como alguns sistemas de Lodos Ativados adaptados para a realização da desnitrificação, a velocidade de consumo do acceptor final de elétrons sob condições anóxicas ( $\text{NO}_3^-$ ) é menor do que em condições aeróbias ( $\text{O}_2$ ). Podendo este fato ser atribuído a dois fatores, segundo estes autores. O primeiro refere-se a presença de um menor número de microrganismos capazes de utilizar o nitrato como acceptor final de elétrons, e o segundo está correlacionado com a menor velocidade de crescimento dos microrganismos heterotróficos sob condições anóxicas. Esta segunda explicação sugere então que a razão entre a velocidade máxima de crescimento dos microrganismos heterotróficos em condições anóxicas pela velocidade em condição aeróbias é menor que 1.

Segundo valores descritos na literatura (McClintock, S. A. et. al.,1988) os parâmetros estequiométricos de produção de biomassa ( $\text{YX/S}$ ) para os microrganismos heterotróficos em condições aeróbias e em condições anóxicas são de 0,503 mg SSV/mg DQO e de 0,77 mg SSV/mg N- $\text{NO}_3$ , respectivamente. A partir destes dados determinou-se a velocidade de crescimento dos microrganismos heterotróficos aeróbios e desnitrificantes da biomassa do reator após o período de 180 dias sob condições anóxicas. A relação entre estas velocidades foi de 0,15. Isto sugere que esta diferença entre as velocidades de crescimento em condições aeróbias e anóxicas dos microrganismos está correlacionada a fatores energéticos e não a quantidade dos microrganismos facultativos, já que a operação do reator sob condições anóxicas não permitiria o crescimento de microrganismos estritamente aeróbios.

## CONCLUSÕES

Através dos ensaios realizados para determinar a variação da velocidade específica de consumo de substrato com a sua respectiva concentração pode-se caracterizar os grupos de

microrganismos presentes na biomassa, bem como as alterações nestas comunidades após serem submetidas a um processo de desnitrificação. Estes ensaios são capazes de determinar, além dos parâmetros convencionais ( $\mu_{max}$  e  $K_s$ ), o parâmetro  $K_i$ , que descreve a inibição pelo substrato, que pode ser mais útil para avaliar a adaptação dos microrganismos a um tipo específico de processo.

Foi observado neste trabalho que a biomassa do reator desnitrificante após 180 dias de operação teve um aumento na velocidade específica de consumo de DQO, em ambiente aeróbio, pelos microrganismos heterotróficos aeróbios. Porém, um fenômeno de inibição foi observado em concentrações acima de 500 mg DQO.L<sup>-1</sup>, fato este que não havia sido detectado no lodo utilizado como inóculo. A atividade desnitrificante, após os 180 dias de operação, apresentou uma velocidade específica de produção de N-N<sub>2</sub> máxima de 74,84 mg N-N<sub>2</sub>.gSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, diferentemente do inóculo, no qual esta atividade não foi detectada.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19o. Ed. Washington. U.S.A. 1995

Andrews J. F. A Mathematical Model for the Continuous Culture of Microorganisms Utilizing Inhibitory Substrates. *Biotechnology and Bioengineering*, v. X, p 707-723. 1968

McClintock S. A., Sherrard, J. H., Novak, J. T., Randall, C. W. Nitrate Versus Oxygen respiration in the activated sludge process. *J. Water Pollut Control Fed.*, 60, 342-350. 1988

Muller A., Wentzel M. C., Loewenthal, Ekama G. A. Heterotroph anoxic yield in anoxic aerobic activated sludge systems treating municipal wastewater. *Water Research*, V. 37, p 2435 – 2441. 2003

Percheron G., Bernet N., Moletta R. Interactions between methanogenic and nitrate reducing bacteria during anaerobic digestion of an industrial sulphate rich wastewater. *FEMS Microbiology Ecology*, 29-4, p 341-350.

Sánchez M., Mosquera-Coral A., Méndez R., Lema J. M. Simple Methods for the Determination of the denitrifying activity of Sludges. *Bioresource Technology*, 75, p 1 – 6. 2000

Sozen, S., Çokgor U., Orhon D., Henze, M. Respiriometric Analysis of Activated Sludge Behaviour – II. Heterotrophic Growth under Aerobic and Anoxic Conditions *Water Research*, V. 32, p 476-488. 1998.

Van Handel, A. C., Ekama, G. A., Marais, R. V. G. The Activated Sludge Process – 3 – Single Sludge Denitrification. *Water Research*, V. 15, p 1135 – 1152. 1981.