

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CAMPUS LONDRINA  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**PEDRO MOUCO MARTINS**

**BIOFILTRO AERADO SUBMERSO PREENCHIDO COM BIOBOB®  
APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CAMPUS  
UNIVERSITÁRIO**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**LONDRINA**

**2014**

**PEDRO MOUCO MARTINS**

**BIOFILTRO AERADO SUBMERSO PREENCHIDO COM BIOBOB<sup>®</sup>  
APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CAMPUS  
UNIVERSITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ajadir Fazolo

**LONDRINA**

**2014**



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Campus Londrina  
Coordenação de Engenharia Ambiental



## TERMO DE APROVAÇÃO

### Título da Monografia

Biofiltro Aerado Submerso preenchido com Biobob® aplicado ao tratamento de efluente de campus universitário

por

Pedro Mouco Martins

Monografia apresentada no dia 26 de fevereiro de 2014 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho \_\_\_\_\_ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

---

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Constanzi  
(UTFPR)

---

Profº. Dr. Orlando de Carvalho Junior  
(UTFPR)

---

Profº. Dr. Ajadir Fazolo  
(UTFPR)  
Orientador

---

Profª. Dra. Joseane Debora Peruço Teodoro  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente a Deus, por tudo que me proporciona.

Agradeço a minha família, meus pais Isabel Mouco e Evandro Martins da Silva, além do meu irmão Miguel Mouco Martins, pela paciência e o apoio incondicional que recebi minha vida toda. Minha gratidão é eterna. Ainda procuro forma de retribuir.

A todos os amigos que fiz nesses anos de graduação, conheci grandes pessoas, que estiveram comigo, realizando trabalhos, seminários, em laboratório, jogando bola, em festas, viagens, etc. Vocês são uma das partes mais valiosas da graduação.

Ao Prof. Dr. Ajadir Fazolo, pela paciência e ajuda durante a montagem do experimento, além da dedicação, ensinamentos e tempo disponibilizado que enriqueceram o presente trabalho.

Aos professores da banca examinadora pela atenção e contribuição dedicadas a este estudo.

A todos os demais, que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

Nesse tempo, aprendi muito mais do que ensinei, divido os méritos com todos que participaram dessa história.

## RESUMO

MOUCO MARTINS, Pedro. Biofiltro Aerado Submerso preenchido com Biobob ® aplicado ao tratamento de efluente de campus universitário. 2014. 44p. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

O lançamento indevido de efluentes compromete a qualidade da água e acarreta danos ao meio ambiente. As Instituições de Ensino Superior podem ser potencialmente poluidoras, pois geram efluentes provenientes das mais variadas áreas de seu funcionamento. Neste trabalho avaliou-se o desempenho de um Biofiltro Aerado Submerso (BAS) preenchido com Biobob ® empregado no tratamento de efluente proveniente da UTFPR – Londrina. No sistema o ar foi injetado no BAS por meio de uma bomba tipo aquário e a recirculação do efluente realizada por meio de bomba. A quantidade de ar injetado foi controlada por um rotâmetro e um aerador, já a recirculação por um registro. O BAS operou em batelada com tempo de ciclo de 12 horas, com coleta de amostras ao fim deste período. Os efeitos da Vazão de ar ( $Q_{ar}$ ) e da Vazão de recirculação do esgoto ( $Q_{esgoto}$ ) sobre a remoção de DQO e Nitrogênio amoniacal foram investigados. Foram realizados 12 ensaios que seguiram um planejamento estatístico de DCCR, as variáveis independentes ficaram entre 0,2 e 0,6  $L \cdot min^{-1}$  para  $Q_{ar}$  e de 2 a 6  $L \cdot min^{-1}$  para  $Q_{esgoto}$ . Para a DQO, a partir da análise estatística dos resultados, por meio da análise dos efeitos das variáveis independentes, para a variável resposta remoção de DQObruta, com nível de significância 10%, foi gerado um modelo matemático e curva de contorno. Os parâmetros  $Q_{esgoto}$  linear e quadrático foram significativos, além da interação  $Q_{ar}$  e  $Q_{esgoto}$ . O modelo de regressão quadrática para remoção de DQO teve  $R^2$  ajustado igual a 0,64, ao nível de confiança de 90%. Para o nitrogênio amoniacal, com p-valor  $< 0,1$ , nas faixas de valores estudadas não foi possível proceder a inferência estatística, com obtenção de modelo e curvas de contorno. O sistema apresentou eficiência de remoção do N-amoniacal de entre 60 e 70% e uma taxa de nitrificação volumétrica média de  $0,01704 \text{ kgN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

**Palavras-chave:** Biofiltro Aerado Submerso, Biobob ®, Tratamento efluente UTFPR, Delineamento Composto Central Rotacional ;

## ABSTRACT

MOUCO MARTINS, Pedro. Submerged Aerated Biofilter filled with Biobob® applied to the treatment of effluent from university campus. 2014. 44p. Course conclusion work. Federal Technologic University of Paraná (UTFPR). Londrina, 2014.

Improper disposal of effluents undertakes water quality and cause damage to the environment . The Higher Education Institutions can be potentially polluting because they generate effluents from many different areas of functioning. In this paper we evaluate the performance of a submerged aerated biofilter (SAB) filled with Biobob ® used to treat effluent from the UTFPR - Londrina. In the system the air was injected into the SAB by means of an aquarium pump type and the recirculation of the effluent was performed by washing machine pump. The amount of injected air was controlled by a flowmeter and an aerator, while recirculation by a tap. The SAB operated in batch with 12-hour time cycle, with sampling at the end of this period. The effects of air flow ( $Q_{air}$ ) and recirculation flow sewage ( $Q_{sewage}$ ) on the removal of Chemical Oxygen Demand (COD) and ammonia nitrogen were investigated. 12 laboratory tests were performed which followed a statistical statistical planning of a central composite design (CCD), the independent variables were between 0.2 and 0.6 L.min<sup>-1</sup> to  $Q_{air}$  and from 2 to 6 L.min<sup>-1</sup> to  $Q_{sewage}$ . For COD, from the statistical analysis of the results by analyzing the effects of the independent variables to the response variable removal of gross COD, with significance level of 10%, a mathematical model and boundary curve was generated. Linear and quadratic  $Q_{sewage}$  parameters were significant, besides the interaction  $Q_{air}$  and  $Q_{sewage}$ . The quadratic regression model for COD removal had adjusted  $R^2$  equal to 0.64, with confidence level of 90%. For ammonia, with p-value <0.1, the values of studied groups was not possible to make statistical inference, obtaining model and contour curves. The system showed removal efficiency of ammonia-N between 60 and 70% and an average volumetric nitrification of 0.01704 kgN.m<sup>-3</sup>.day<sup>-1</sup>.

**Keywords:** Submerged Aerated Biofilter, Biobob ®, Effluent Treatment UTFPR, Central Composite Design;

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sentidos de fluxo hidráulico (ar/ líquido) em reatores aeróbios com biofilme (a) co-corrente; (b) contra-corrente. Fonte: Gonçalves et al., (2001). .....	15
Figura 2 - Esquema do BAS (1) Bomba para recirculação do efluente; (2) Registro para regular a vazão do efluente; (3) Registro de coleta de amostras e esgotamento do reservatório; (4) Moto Bomba Submersa; (5) Aerador; (6) Rotâmetro; Fonte: próprio autor. ....	24
Figura 3 - Fotografia da Vista Lateral do BAS. (1) Bomba para recirculação do efluente; (2) Registro para regular a vazão do efluente; (3) Registro para retirada de amostras; (4) Aerador; (5) Rotâmetro; Fonte: próprio autor. ....	25
Figura 4 - Fotografia da Moto Bomba Submersa. Fonte: próprio autor. ....	26
Figura 5 - Fotografia do Aerador e Rotâmetro. Fonte: próprio autor. ....	27
Figura 6 - Biobob ®. Fonte: Bioproj. ....	28
Figura 7 - Valores de DQO bruta, no início (■) e final (■) do ciclo dos ensaios.....	32
Figura 8 - Curvas de contorno para remoção de DQO.....	35
Figura 9 - Concentração de Nitrogênio amoniacal, no início (■) e final (■) do ciclo dos ensaios.....	37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de vazão de ar e vazão de recirculação.....	29
Tabela 2 - Parâmetros analisados e métodos utilizados .....	29
Tabela 3 - Planejamento DCCR para DQO e eficiência de remoção .....	33
Tabela 4 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta DQO (%).....	33
Tabela 5 - ANOVA para variável resposta DQO.12h (%) com os fatores significativos .	34
Tabela 6 - Valores experimentais de remoção da DQO, previstos pelo modelo e desvios .....	36
Tabela 7 - Planejamento DCCR para Nitrogênio Amoniacal e eficiência de remoção ...	38
Tabela 8 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta remoção de N-amoniacal.....	38
Tabela 9 - Taxas volumétricas máximas de nitrificação em BAS preenchidos com materiais granulares de superfícies específicas diferentes (Tschui et al. 1993, apud Gonçalves et al, 2001).....	39



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

APHA	<i>American Public Health Association</i>
BAS	Biofiltro Aerado Submerso
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRQ	Comissão de Resíduos Químicos
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Qar	Vazão de ar
Qesgoto	Vazão de recirculação do esgoto
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>12</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	12
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>13</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES DE CÂMPUS UNIVERSITÁRIO .....	13
3.2 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO .....	14
3.3 PONTOS-CHAVE DA TECNOLOGIA.....	14
3.3.1 Sentido de fluxo hidráulico (ar e água) .....	14
3.3.2 Material Suporte.....	16
3.3.3 Sistema de aeração .....	17
3.4 REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	18
3.5 PROCESSOS DE CONVERSÃO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	18
3.5.1 Nitrificação .....	19
3.6 ETES ASSOCIANDO REATORES UASB COM BAS.....	21
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
4.1 INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS .....	23
4.1.1 Material suporte .....	27
4.2 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA .....	28
4.3 ETAPAS EXPERIMENTAIS .....	28
4.3.1 Pré-operação .....	28
4.3.2 Operação .....	29
4.4 PARÂMETROS ANALISADOS E MÉTODOS UTILIZADOS.....	29
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>30</b>
5.1 REMOÇÃO DE DQO .....	30
5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL.....	36
5.2.1 Taxa de Nitrificação Volumétrica .....	39
<b>6. CONCLUSÃO .....</b>	<b>40</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>41</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As Instituições de Ensino Superior podem ser consideradas potencialmente poluidoras, pois geram resíduos nas práticas laboratoriais que contém materiais orgânicos e inorgânicos, tais como soluções contendo ácidos, álcalis e metais, dentre outras, substâncias que necessitam de um gerenciamento (HATTORI e LIMA, 2010).

De acordo com Alves *et al.* (2005), o envio indiscriminado destes efluentes para a rede de esgotos da instituição pode afetar ou comprometer seriamente a eficiência das estações de tratamento de esgotos, tendo em vista que muitos constituintes desses resíduos são potencialmente tóxicos para os microrganismos atuantes nos sistemas biológicos de tratamento.

A Resolução CONAMA nº 430 de 2011, em sua seção II, que trata sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, fixa uma concentração menor que 20 mgN.L<sup>-1</sup> na forma amoniacal. A Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Paraná, na resolução nº 021 de 2009, determina que o valor máximo para a DQO deva ser até 225 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

Dentre as várias alternativas estudadas para melhoria dos efluentes, o Biofiltro Aerado Submerso (BAS) pode ser excelente alternativa para o tratamento. A utilização do BAS, predominantemente aplicado no pós-tratamento do efluente proveniente de reator anaeróbio, é uma alternativa tecnicamente viável (FONTANA, 2007).

No Brasil, associados em série a reatores do tipo UASB, os BAS vêm recentemente sendo utilizados como solução para o tratamento de esgotos em pequenos e médios Municípios. Os BAS geram ETEs compactas, com baixos custos de implantação, operação e manutenção, que não demandam mão-de-obra qualificada e apresentam baixos consumo energético e produção de lodos (BOF *et al.*, 2001).

O BAS é uma tecnologia para tratamento de efluentes de crescimento aderido, sendo amplamente empregado para remoção de matéria carbonácea e nitrogenada. Entre as vantagens apresentadas por esse sistema estão: o aspecto modular, a resistência a sobrecargas orgânicas e a resistência às baixas temperaturas do esgoto. Os BAS podem ser utilizados como tratamento terciário em um sistema anaeróbio de

tratamento de esgotos, ou como a unidade principal de tratamento (SEITENFUS *et al.*, 2007).

O presente trabalho tem como escopo a uma configuração do BAS preenchido com Biobob® aplicado no tratamento de efluente da UTFPR-Londrina, a fim de avaliar a influência da vazão de ar ( $Q_{ar}$ ) e da vazão de recirculação do esgoto ( $Q_{esgoto}$ ) no desempenho do sistema, em termos da remoção de matéria orgânica e da nitrificação. O desenvolvimento desta pesquisa pode contribuir para a redução dos impactos ambientais nos corpos receptores, bem como para o aperfeiçoamento de novas tecnologias.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Monitorar o desempenho de um BAS preenchido com Biobob® empregado no tratamento de efluente proveniente da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Londrina/PR, em escala de bancada.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho e as potencialidades do BAS, na nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea.
- Verificar a influência de  $Q_{ar}$  e  $Q_{esgoto}$  na eficiência do processo.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES DE CÂMPUS UNIVERSITÁRIO

Nos campi universitários, os diversos laboratórios de pesquisa presentes nos distintos departamentos tem potencial para gerar considerável quantidade de efluentes líquidos que contém, por exemplo, material particulado orgânico e inorgânico de processos de filtração, soluções ácidas e alcalinas, compostos orgânicos diversos, bem como substâncias inorgânicas diversas sendo algumas delas notoriamente perigosas, como, por exemplo: metais pesados, cianetos e fenóis (BERTOLINO, 2008).

Tais resíduos acarretam elevadas concentrações de matéria orgânica nos efluentes dos laboratórios, podendo apresentar características muito impactantes, com pH extremamente baixo, altos valores de DQO, elevado teor de sólidos, elevada condutividade e presença de compostos tóxicos orgânicos e inorgânicos (BERTOLINO, 2008).

Hattori e Lima (2010) caracterizou físico-quimicamente o esgoto gerado na UTFPR-Campo Mourão. Os parâmetros físico-químicos analisados foram temperatura, pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis, DQO (bruta e filtrada), sólidos totais (fixos e voláteis). Os valores médios obtidos foram de  $25,6 \pm 2,6$  °C,  $7,9 \pm 1,9$ ,  $98 \pm 158,8$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>,  $53 \pm 31,1$  mgHac.L<sup>-1</sup>,  $363 \pm 180,1$  mg.L<sup>-1</sup>,  $274 \pm 167,9$  mg.L<sup>-1</sup>,  $624 \pm 222,1$  mg.L<sup>-1</sup>,  $252 \pm 130,3$  mg.L<sup>-1</sup> e  $372 \pm 164,6$  mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

No Câmpus da USP de São Carlos, Carvalho (2006) caracterizou o esgoto bruto, os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade total, DQO bruta, DQO filtrada, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis. Os valores médios obtidos foram de  $7,3 \pm 0,1$ ,  $136 \pm 18$  mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>,  $219 \pm 36$  mg.L<sup>-1</sup>,  $124 \pm 22$  mg.L<sup>-1</sup>,  $256 \pm 174$  mg.L<sup>-1</sup>,  $181 \pm 115$  mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

De acordo com o *site* da Comissão de Resíduos Químicos (CRQ) da UTFPR-Londrina, a CRQ tem como responsabilidade implantar o Plano de Gerenciamento de Resíduos Químicos e regulamentar o gerenciamento das substâncias que podem ser lançadas na rede de coleta e as quais devem ser separadas para posterior disposição final. Os resíduos, que devem ser prévia e adequadamente separados, corretamente

estocados e rotulados por seus respectivos geradores, serão retirados dos laboratórios após a solicitação de retirada junto à CRQ da UTFPR Campus Londrina. Deverão ser armazenados em laboratório apenas os resíduos para recuperação e passíveis de tratamento. Os frascos deverão permanecer tampados e rotulados corretamente. A recuperação dos resíduos químicos gerados é de inteira responsabilidade dos seus geradores.

### 3.2 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO

De acordo com Gonçalves *et al.* (2001), um BAS é constituído por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual esgoto e ar fluem permanentemente. Na quase totalidade dos processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos compostos por:

- Fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- Fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;
- Fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases subprodutos da atividade biológica.

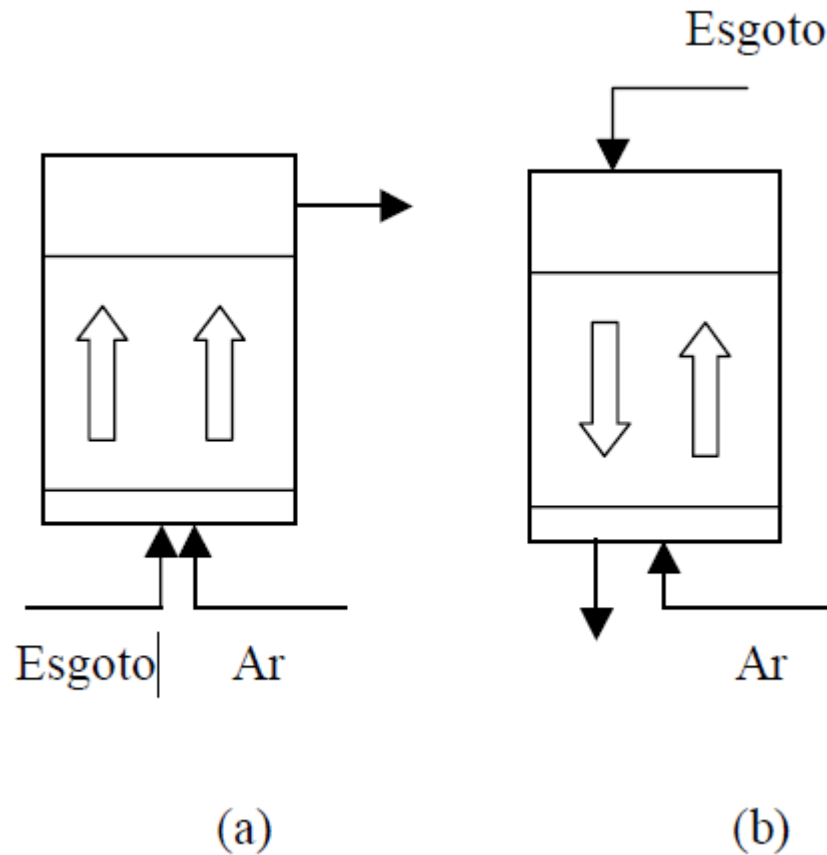
### 3.3 PONTOS-CHAVE DA TECNOLOGIA

#### 3.3.1 Sentido de fluxo hidráulico (ar e água)

Segundo Gonçalves *et al.* (2001), o sentido de fluxo hidráulico (ar e água) determina as principais características operacionais de um BAS, influenciando diretamente nos seguintes pontos: retenção de SS, transferência gás – líquido de O<sub>2</sub>, evolução da perda de carga hidráulica, tipo de lavagem, gastos energéticos e a produção de odores. As diferentes opções para o sentido de fluxo hidráulico são apresentadas na Figura 1. O fluxo de ar nos BAS só é viável no sentido ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. A corrente descendente de

ar só é possível em meios granulares que não sejam submersos (caso dos filtros biológicos percoladores), o que limita as opções para o fluxo hidráulico em BAS a duas possibilidades:

- co-corrente: com fluxos de ar e líquido ascendentes (Figura 1a);
- contra-corrente: com fluxo de líquido descendente e ar ascendente (Figura 1b).



**Figura 1 - Sentidos de fluxo hidráulico (ar/ líquido) em reatores aeróbios com biofilme (a) co-corrente; (b) contra-corrente. Fonte: Gonçalves et al., (2001).**

Os diferentes processos são geralmente caracterizados com base no sentido de fluxo hidráulico: ascendente ou descendente. As principais vantagens e desvantagens de cada uma destas opções são relacionadas a seguir:

- capacidade de retenção de sólidos: A capacidade de captura de sólidos suspensos é maior nos processos descendentes com meio granular pesado ( $d > 1$ ) ou ascendentes com meio flutuante ( $d < 1$ ). Neste caso, o fluxo de líquido se



dá no sentido da compressão do leito filtrante, conferindo-lhe grande capacidade de filtração. Por outro lado, nos processos ascendentes com meio suporte pesado, o fluxo co-corrente produz uma expansão do leito filtrante, permitindo uma retenção de sólidos suspensos melhor distribuída ao longo da altura do BAS. BAS com suporte estruturado necessitam de uma decantação secundária, pois possuem pequena capacidade de captura e estocagem de sólidos suspensos;

- evolução da perda de carga: Devido à elevada eficiência na retenção de sólidos suspensos, a perda de carga evolui mais rapidamente nos BAS descendentes com leito granular pesado e nos BAS ascendentes com meio flutuante. Com uma evolução da perda de carga relativamente menos acentuada, os processos ascendentes com material pesado possuem leitos com altura podendo atingir até 3,00 m. A evolução da perda de carga é extremamente reduzida nos meios suporte estruturados (colméias), com corridas de filtração podendo durar vários dias;
- comportamento hidráulico: Os processos descendentes (contra-corrente) podem favorecer a formação de bolhas de ar aprisionado no seio do meio granular (embolia). A desvantagem dos processos ascendentes estaria na possibilidade de haver má distribuição do afluente no meio granular, gerando curtos circuitos e queda de rendimento de depuração do BAS;
- detalhes construtivos: Nos processos descendentes, a tubulação de aeração só entra em contato com o esgoto tratado, sendo menos sujeita a entupimentos por sólidos presentes no esgoto decantado. Já no caso dos processos ascendentes, somente o esgoto tratado entra em contato com a atmosfera, eliminando problemas de odores. Os BAS ascendentes podem ainda ser autolimpantes, quando a lavagem for realizada no sentido contra-corrente.

### 3.3.2 Material Suporte

A seleção do meio suporte é uma etapa crítica no projeto e operação de um projeto envolvendo os BAS. O meio suporte deve cumprir duas funções nos BAS: servir

de suporte para a fixação dos microrganismos e reter fisicamente os sólidos suspensos presentes no esgoto (DELLA GIUSTINA, 2009).

Diversos materiais têm sido empregados como meio suporte, podendo os mesmos ser classificados basicamente em minerais ou sintéticos. Dentre os materiais minerais, os mais largamente empregados são os grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos filitosos. Outros tipos de materiais-suporte minerais como os arenosos, pozolana e carvão ativado são utilizados mais raramente (CHERNICHARO, 1997).

O emprego de materiais sintéticos como suporte deu-se a partir do início da década de 90, sendo então desenvolvidos novos processos de tratamento. Dentre os materiais empregados estão o poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico (CHERNICHARO, 1997).

### 3.3.3 Sistema de aeração

A situação mais comum é o BAS possuir sistema direto de aeração, composto por sopradores e tubulações para o transporte de ar. Outra opção é utilização de uma câmara de saturação, na qual o esgoto e o ar são mantidos sob pressão por alguns minutos, aumentando a solubilidade do ar no meio líquido (FONTANA, 2007).

Sitônio (2001) constatou em seu experimento que o sistema de difusão de ar através de pedras porosas não foi eficiente, com a formação de caminhos preferenciais e zonas mortas. Nesta ocasião, a autora sugeriu a utilização de uma câmara de saturação para melhor distribuição do oxigênio no interior do reator.

Soares (2003) utilizou câmara de saturação na aeração do BAS, chegando à conclusão que a utilização da mesma foi eficiente no fornecimento de oxigênio ao sistema.

De Carvalho Jr. (2004), realizou experimentos com BAS injetando ar no reator tanto por câmara de saturação quanto por sistema de aeração. Concluiu que a câmara de saturação utilizada em sua pesquisa não atendeu a demanda de oxigênio dissolvido necessária à manutenção de condições de aerobiose no reator. A injeção de ar direto no leito do BAS, além de fornecer melhores resultados, também melhorou o

desprendimento do excesso de biomassa que era descartado do sistema durante as lavagens do leito.

### 3.4 REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

No processo de tratamento de águas residuárias, parte da matéria orgânica é oxidada a produtos finais para produzir energia para os processos vitais dos microrganismos, tais como, locomoção e síntese de novas células; outra parte é convertida em novas células, que na ausência de matéria orgânica, passam a metabolizar suas reservas celulares (respiração endógena) para obter energia. Uma das formas de quantificar a matéria orgânica é através da análise de DQO (BARBOSA, 2006).

O tratamento dos esgotos sanitários pode ocorrer em nível preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar tem por objetivo a remoção dos sólidos grosseiros, já o tratamento primário visa à remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, parte da matéria orgânica. No tratamento secundário o principal objetivo é a remoção de matéria orgânica sendo eventualmente removida alguma parcela de nutrientes. No tratamento terciário, o foco é a remoção de patógenos, de nutrientes e poluentes específicos, como compostos não biodegradáveis ou tóxicos. (BARBOSA, 2006).

### 3.5 PROCESSOS DE CONVERSÃO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera este se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio molecular ( $N_2$ ), escapando para a atmosfera, nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia livre ( $NH_3$ ) e ionizada ( $NH_4^+$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) (VON SPERLING, 1997).

O nitrogênio é um componente de grande importância em termos da geração e do próprio controle da poluição das águas segundo diversos aspectos. No que se refere à poluição das águas é um elemento indispensável para o crescimento das algas,

podendo em certas condições conduzir a fenômenos de eutrofização das águas de lagos e represas (VON SPERLING, 1997).

O nitrogênio pode ser removido de esgotos sanitários por processos físicos, químicos ou biológicos. A vantagem dos processos biológicos está em oferecer custos relativamente baixos quando comparados aos outros (METCALF & EDDY, 1991).

### 3.5.1 Nitrificação

Nitrificação é termo utilizado para descrever o processo no qual o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4$ ) é oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2$ ) e de nitrito a nitrato ( $\text{NO}_3$ ) (METCALF & EDDY, 2003). A nitrificação pode ser alcançada tanto através de processos biológicos de crescimento suspenso ou por crescimento aderido (DELLA GIUSTINA, 2009).

O processo convencional de nitrificação é realizado por bactérias autótrofas. O processo é dividido em duas etapas, levadas a efeito por dois grupos filogenéticos distintos: o grupo das bactérias amônio-oxidantes e o grupo das bactérias oxidantes de nitrito (DELLA GIUSTINA, 2009).

As reações podem ser assim descritas:

- Conversão de nitrogênio amoniacal (na forma de íon amônio) à nitrito:



- Conversão de nitrito à nitrato:

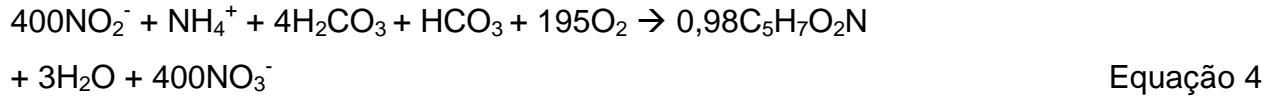


Verifica-se que são requeridos 4,57g  $\text{O}_2$ /g N oxidado, sendo 3,43 g $\text{O}_2$  para a produção de nitrito e 1,14 g $\text{O}_2$ /g $\text{NO}_2^-$  oxidado. Porém, quando a síntese é considerada, o montante de  $\text{O}_2$  necessário é menor do que 4,57g  $\text{O}_2$ /g N (METCALF & EDDY, 2003). Equações para a oxidação sintética utilizando uma medida representativa da produção celular e consumo de oxigênio pelas *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* são representadas a seguir (USEPA, 1993 *apud* AHN, 2006):

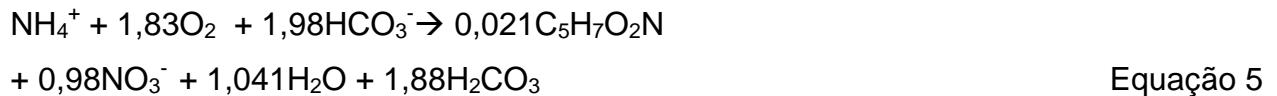
Para a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito:



- Conversão de nitrito a nitrato



A equação global de síntese e oxidação para a nitrificação pode ser representada como:



$\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$  representa a composição química de células bacterianas das *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. Através da equação acima, a produção celular para as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* é de 0,15 mg células/mg $\text{NH}_4\text{-N}$  oxidado e 0,02 mg célula/mg $\text{NO}_2\text{-N}$  oxidado, respectivamente. O consumo de  $\text{O}_2$  para as reações é de 3,16 mg $\text{O}_2$ /mg  $\text{NH}_4\text{-N}$  oxidado e 1,11 mg $\text{O}_2$ /mg $\text{NO}_2\text{-N}$  oxidado. Pode ser estimado também que há um consumo de 7,07 mg de alcalinidade como  $\text{CaCO}_3$  por grama de  $\text{NH}_3\text{-N}$  oxidada (AHN, 2006).

A presença de matéria orgânica no afluente dos reatores é fator limitante ao processo de nitrificação. Compostos orgânicos dissolvidos e particulados fornecem substratos para os microrganismos heterotróficos. Esses, por possuírem maior velocidade específica de crescimento, irão competir com as bactérias autotróficas nitrificantes, que apresentam baixas velocidades, podendo resultar em uma queda na eficiência da etapa de nitrificação (DELLA GIUSTINA, 2009).

### 3.6 ETEs ASSOCIANDO REATORES UASB COM BAS

A associação entre UASB e BAS visa à remoção da matéria orgânica carbonácea. O efluente coletado nessa pesquisa apresentou concentração baixa de DQO, permitindo a comparação com sistemas que utilizem os dois reatores.

Fontana (2007) associou UASB com BAS, e obteve média de valores da DQO no esgoto bruto de  $406 \pm 171 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $189 \pm 77 \text{ mg.L}^{-1}$  para DQObruta e DQOfiltrada respectivamente. No afluente aos biofiltros, observou-se valores médios de  $135 \pm 40 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $70 \pm 25 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $73 \pm 38 \text{ mg.L}^{-1}$  para DQObruta, DQOfiltrada e  $\text{DBO}_5$  respectivamente. A eficiência de remoção de DQObruta e DQOfiltrada no reator UASB (R), teve uma média superior a 60%.

No Brasil, associados em série a reatores UASB, os BAS vêm recentemente sendo utilizados como unidades de pós-tratamento de efluentes em pequenos e médios municípios. Uma vantagem dessa combinação é o fato de o excesso de lodo não estabilizado removido dos BAS poder ser encaminhado para o UASB, para ser estabilizado por digestão anaeróbia, tornando desnecessária uma unidade especialmente projetada para esse fim (GODOY, 2007).

Aisse *et. al* (2000) monitorou o desempenho do sistema piloto UASB+BAS operando com esgoto sanitário à taxas hidráulicas variáveis de até  $40 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ . O BAS construído em escala piloto possuía meio suporte de material plástico e volume de  $1,26 \text{ m}^3$ . O efluente do decantador secundário apresentou valores de  $71 \pm 18 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $17 \pm 16 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $26 \pm 11 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representaram eficiências de remoção do sistema de 81%, 88% e 83% para DQO, DBO e SST, respectivamente. O autor relata que problemas operacionais relacionados à descontinuidade na alimentação de ar podem facilmente levar a falência do processo, acarretando grande perda de biomassa no efluente e sobrecarregando o decantador secundário.

Yendo (2003) avaliou a viabilidade de utilização do BAS no pós-tratamento de reator UASB com efluente proveniente de indústrias de curtume. O BAS utilizou esferas de isopor de 5 mm como material suporte, possuiu volume útil de 20 L e foi operado em co-corrente por 12 meses. O sistema UASB+BAS apresentou eficiências médias de

remoção de DBO e DQO de 78% e 72%, respectivamente, equivalendo a efluente final de  $180 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $665 \text{ mg.L}^{-1}$  para estes parâmetros. O autor atesta para maior estabilidade da associação UASB+BAS, sendo que quedas no desempenho de uma das unidades foram compensadas pelo desempenho da outra. Apesar dos resultados satisfatórios, o efluente final não atendeu ao padrão de lançamento vigente para DBO, DQO e SS.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida nos Laboratórios de Saneamento Ambiental e Hidráulica da UTFPR - Campus Londrina.

O efluente foi coletado do próprio Campus da UTFPR-Londrina. Foram realizadas duas coletas, transportados até o laboratório e mantidos refrigerados em freezer (4°C). Entre o oitavo e o nono ensaio o sistema voltou para pré-operação por 5 dias para coletar mais água residuária e continuar os ensaios..

### 4.1 INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS

Os testes foram realizados em um BAS, que foi construído em um tubo de PVC de 150 mm e 1 metro de altura, preenchido por 33 anéis de Biobob®. A proposta inicial consistia em promover a injeção de ar e a recirculação do esgoto por meio de uma bomba tipo aquário (Figura 4), entretanto, como as vazões foram muito baixas, adicionou-se uma bomba para recirculação do efluente (Figura 3), com a vazão controlada por um registro. Registros foram utilizados para retirar amostras e esvaziar o sistema, contando também com um medidor da vazão de ar que funcionou conectada a uma moto bomba submersa (aquário) inserida entre o meio suporte que injetava ar no BAS.

O esquema do BAS está ilustrado na Figura 2.



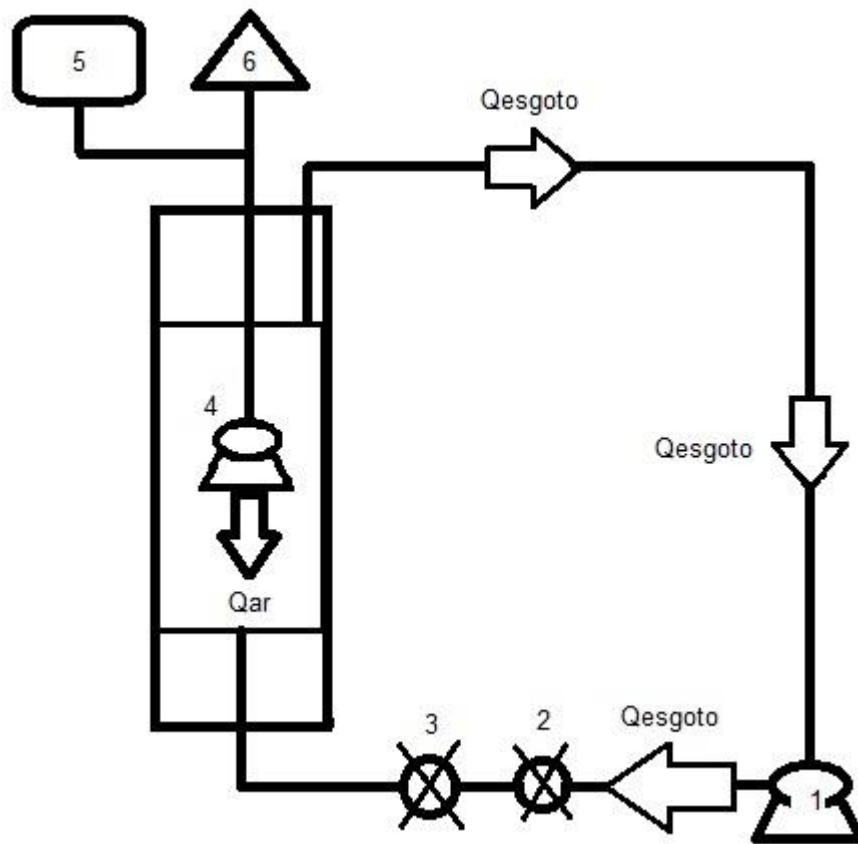


Figura 2 - Esquema do BAS (1) Bomba para recirculação do efluente; (2) Registro para regular a vazão do efluente; (3) Registro de coleta de amostras e esgotamento do reservatório; (4) Moto Bomba Submersa; (5) Aerador; (6) Rotâmetro; Fonte: próprio autor.

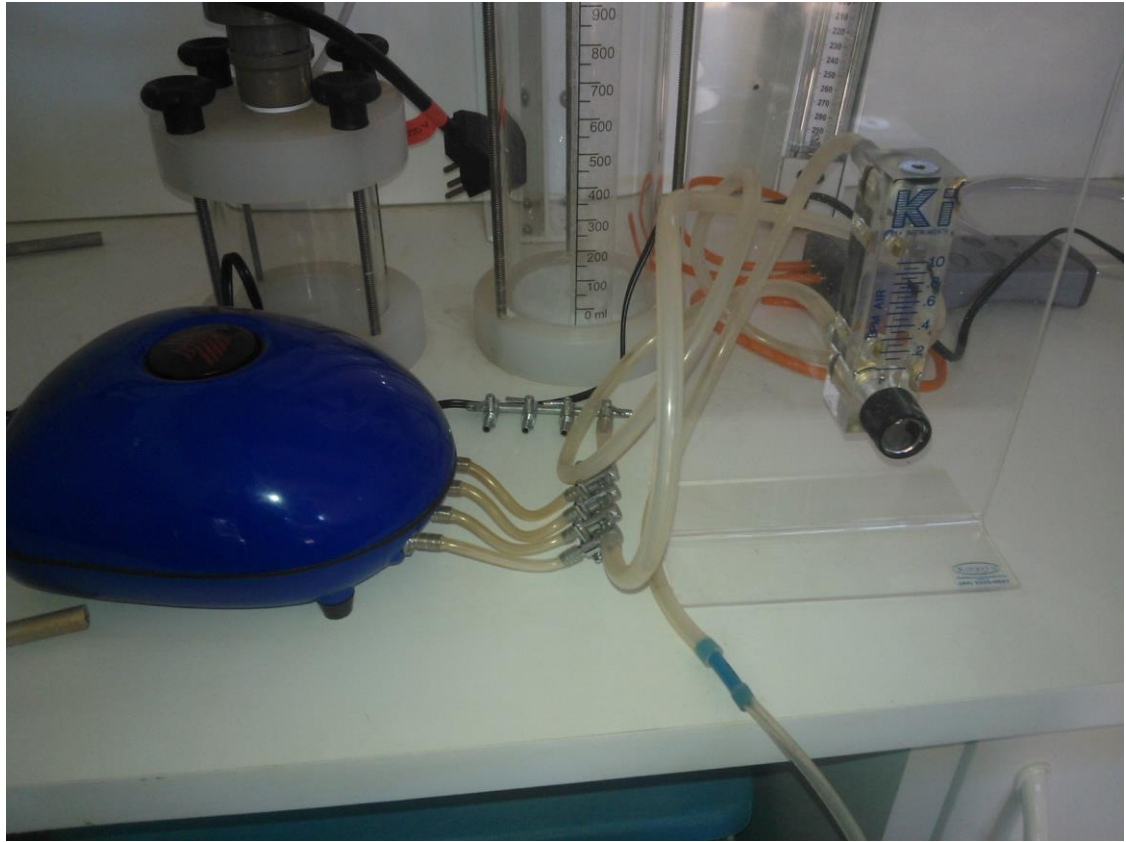


**Figura 3 – Fotografia da Vista Lateral do BAS. (1) Bomba para recirculação do efluente; (2) Registro para regular a vazão do efluente; (3) Registro para retirada de amostras; (4) Aerador; (5) Rotâmetro; Fonte: próprio autor.**



**Figura 4 - Fotografia da Moto Bomba Submersa. Fonte: próprio autor.**

O rotâmetro e o aerador estavam interligados com a moto bomba submersa que injetava ar no BAS durante sua operação (Figura 5).



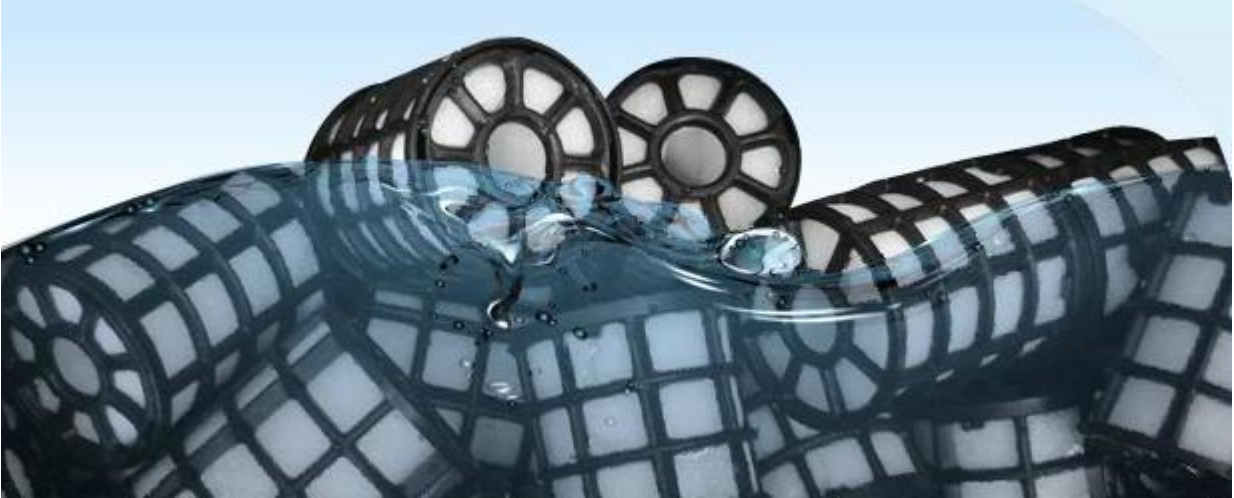
**Figura 5 – Fotografia do Aerador e Rotâmetro. Fonte: próprio autor.**

#### 4.1.1 Material suporte

O material utilizado foi o Biobob ® (Figura 6), construído de poliuretano, contendo espuma de poliuretano na parte interna. Segundo o fabricante (BIOPROJ), é um dispositivo para imobilização celular utilizado como suporte de biomassa em sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias que proporciona uma ótima qualidade de tratamento, atendendo as legislações vigentes. Possui as seguintes vantagens:

- Área superficial de  $270 \text{ m}^2 \cdot \text{L}^{-1}$ ;
- Baixa área de implantação do sistema;
- Ideal para aumentar a capacidade e o desempenho de estações existentes;
- Porosidade do leito superior a 70%;

- Não há problemas de colmatação e entupimento do leito, uma vez que a biomassa fica aderida no interior da espuma de poliuretano.



**Figura 6 – Biobob®. Fonte: Bioproj.**

## 4.2 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA

O funcionamento do BAS foi realizado em batelada, com enchimento manual. A cada ciclo, o sistema era desligado, o efluente trocado, a Qesgoto regulada pelo registro e Qar ajustada pelo rotâmetro, adequando o sistema para operar por mais 12 horas.

## 4.3 ETAPAS EXPERIMENTAIS

### 4.3.1 Pré-operação

Para acelerar o desenvolvimento dos microrganismos no meio suporte, foi adicionado efluente de um sistema que estava em funcionamento e realizando nitrificação. A inoculação ocorreu cerca de duas semanas antes da execução dos ensaios planejados.

#### 4.3.2 Operação

Para a avaliação da remoção de DQO e Nitrogênio na forma amoniacal, variou-se Qesgoto e Qar no sistema, através do conjunto moto bomba submerso, suplementado por aerador e Rotâmetro. Cada ensaio durou 12 horas. Os valores utilizados seguiram um planejamento experimental de delineamento composto central rotacional (DCCR) conforme Tabela 1.

**Tabela 1 – Valores de vazão de ar e vazão de recirculação**

Valores codificados		Valores Reais	
Qar	Qesgoto	Qar (L.min <sup>-1</sup> )	Qesgoto (L.min <sup>-1</sup> )
-1	-1	0,26	2,6
1	-1	0,54	2,6
-1	1	0,26	5,4
1	1	0,54	5,4
-1,41	0	0,2	4
1,41	0	0,6	4
0	-1,41	0,4	2
0	1,41	0,4	6
0	0	0,4	4
0	0	0,4	4
0	0	0,4	4
0	0	0,4	4

#### 4.4 PARÂMETROS ANALISADOS E MÉTODOS UTILIZADOS

As metodologias utilizadas para o monitoramento dos parâmetros operacionais do experimento são descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater AWWA/APHA/WEF* (2012), conforme Tabela 2.

**Tabela 2 - Parâmetros analisados e métodos utilizados**

Parâmetro analisado	Método utilizado
DQO	5220 A
N-amoniacal	4500 NH <sub>3</sub> D

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

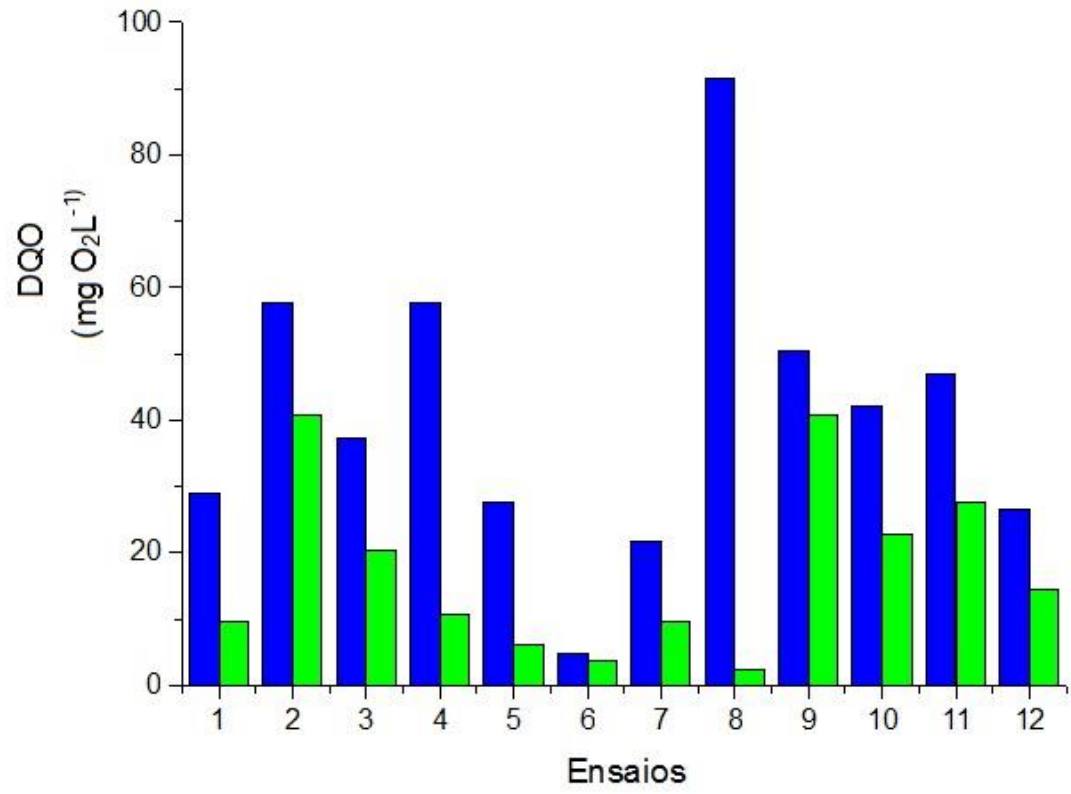
### 5.1 REMOÇÃO DE DQO

Os valores de DQO bruta, no início e no final dos ciclos, são apresentados na Figura 7. Observa-se que a concentração de matéria orgânica, medida como DQO bruta manteve-se abaixo de  $100 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , considerada baixa se comparada com os valores de outros campus universitários, com valor médio de  $41 \pm 22 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ .

No Câmpus da USP de São Carlos, concentrações de DQObruta foram obtidas por Vilela e Foresti (1998) com valores de  $639 \pm 158 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , Carvalho (2006) com  $219 \pm 36 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e Netto (2007)  $589 \pm 170 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . Bertolino *et al.* (2008) avaliaram a as características dos esgotos produzidos em três pontos do Campus da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), obtendo respectivamente  $171 \pm 85 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $217 \pm 32 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , e  $300 \pm 55 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . Hattori e Lima (2010) caracterizaram os esgotos gerados no Campus Campo Mourão da UTFPR e obtiveram valores de  $363 \pm 180,1 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ .

Por estes dados constata-se, de maneira geral, uma grande variabilidade da composição dos esgotos relacionados à DQO, com concentrações mais elevadas que as obtidas nesta pesquisa.







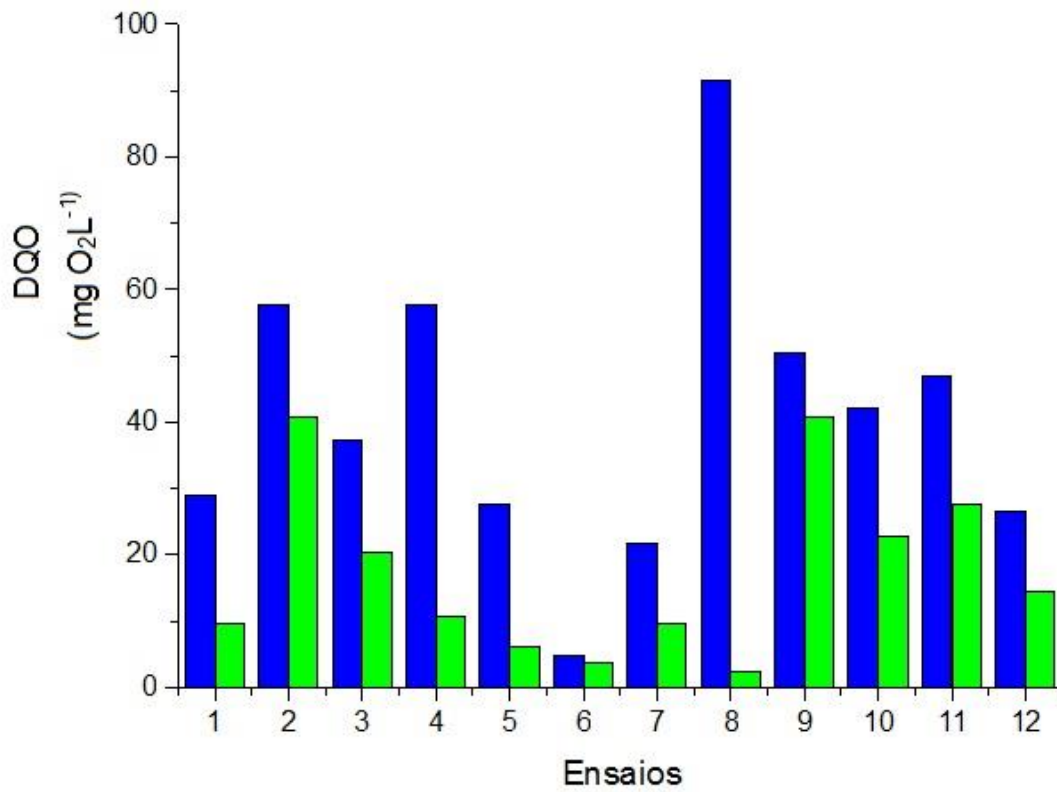


Figura 7 - Valores de DQO bruta, no início (■) e final (■) do ciclo dos ensaios.

A Tabela 3 apresenta a matriz do planejamento DCCR com os fatores codificados e reais, e a eficiência de remoção de DQO bruta ao final do tempo de ciclo de 12 horas.

Tabela 3 – Planejamento DCCR para DQO e eficiência de remoção

Ensaio	Valores codificados		Valores reais		Eficiência remoção DQO <sub>bruta</sub>
	Q <sub>ar</sub>	Q <sub>esgoto</sub>	Q <sub>ar</sub> (L.min <sup>-1</sup> )	Q <sub>esgoto</sub> (L.min <sup>-1</sup> )	
1	-1	-1	0,26	2,6	0,67
2	1	-1	0,54	2,6	0,29
3	-1	1	0,26	5,4	0,45
4	1	1	0,54	5,4	0,81
5	-1,41	0	0,2	4	0,78
6	1,41	0	0,6	4	0,25
7	0	-1,41	0,4	2	0,56
8	0	1,41	0,4	6	0,97
9	0	0	0,4	4	0,19
10	0	0	0,4	4	0,46
11	0	0	0,4	4	0,41
12	0	0	0,4	4	0,45

A partir dos dados experimentais, foi realizada a análise estatística dos resultados por meio da análise dos efeitos das variáveis independentes (Q<sub>ar</sub> e Q<sub>esgoto</sub>) na variável resposta remoção de DQO<sub>bruta</sub>. Foram considerados significativos, os fatores com nível de significância 10% (p-valor < 0,10), os quais estão destacados na Tabela 4.

Tabela 4 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta DQO (%)

Parâmetro	Efeito	Erro padrão <sup>1</sup>	t(6)	p-valor	Coef. de Regressão	Erro padrão <sup>2</sup>
Intercepto	0,3783	0,076909	4,919	0,0026	0,3783	0,0769
Q <sub>ar</sub> (L)	-0,1918	0,108928	-1,761	0,1286	-0,0959	0,0544
Q <sub>ar</sub> (Q)	0,0953	0,122112	0,780	0,4648	0,0476	0,0610
Q <sub>esg</sub> (L)	0,2245	0,108928	2,061	0,0849	0,1122	0,0544
Q <sub>esg</sub> (Q)	0,3451	0,122112	2,826	0,0301	0,1725	0,0610
Q <sub>ar</sub> x Q <sub>esg</sub>	0,3679	0,153818	2,392	0,0538	0,1839	0,0769

<sup>1</sup>Erro padrão efeito; <sup>2</sup>Erro padrão do coeficiente; L:linear; Q:quadrático;

Pode-se observar que apenas os parâmetros vazão de esgoto linear e quadrático foram significativos, além da interação vazão de ar e vazão de esgoto. Para

a faixa de valores estudada, a vazão de ar não interferiu significativamente na remoção da DQO.

A Equação 6 representa o modelo matemático gerado a partir dos coeficientes de regressão dos fatores significativos, representando o percentual de conversão da DQO bruta nas faixas de Qesgoto e Qar e com tempo de ciclo de 12 horas.

$$\text{RemoçãoDQO} = 0,4163 + 0,1122*Qesg + 0,1631*(Qesg)^2 + 0,1840*Qar*Qesg \quad \text{Equação 6}$$

Vale ressaltar que as variáveis são consideradas na forma codificada.

A significância do modelo matemático, gerado a partir dos resultados experimentais para remoção de DQO com tempo de ciclo de 12 horas, foi avaliado pelo teste de análise de variância ao nível de confiança de 90%, conforme a Tabela 5.

**Tabela 5 – ANOVA para variável resposta DQO.12h (%) com os fatores significativos**

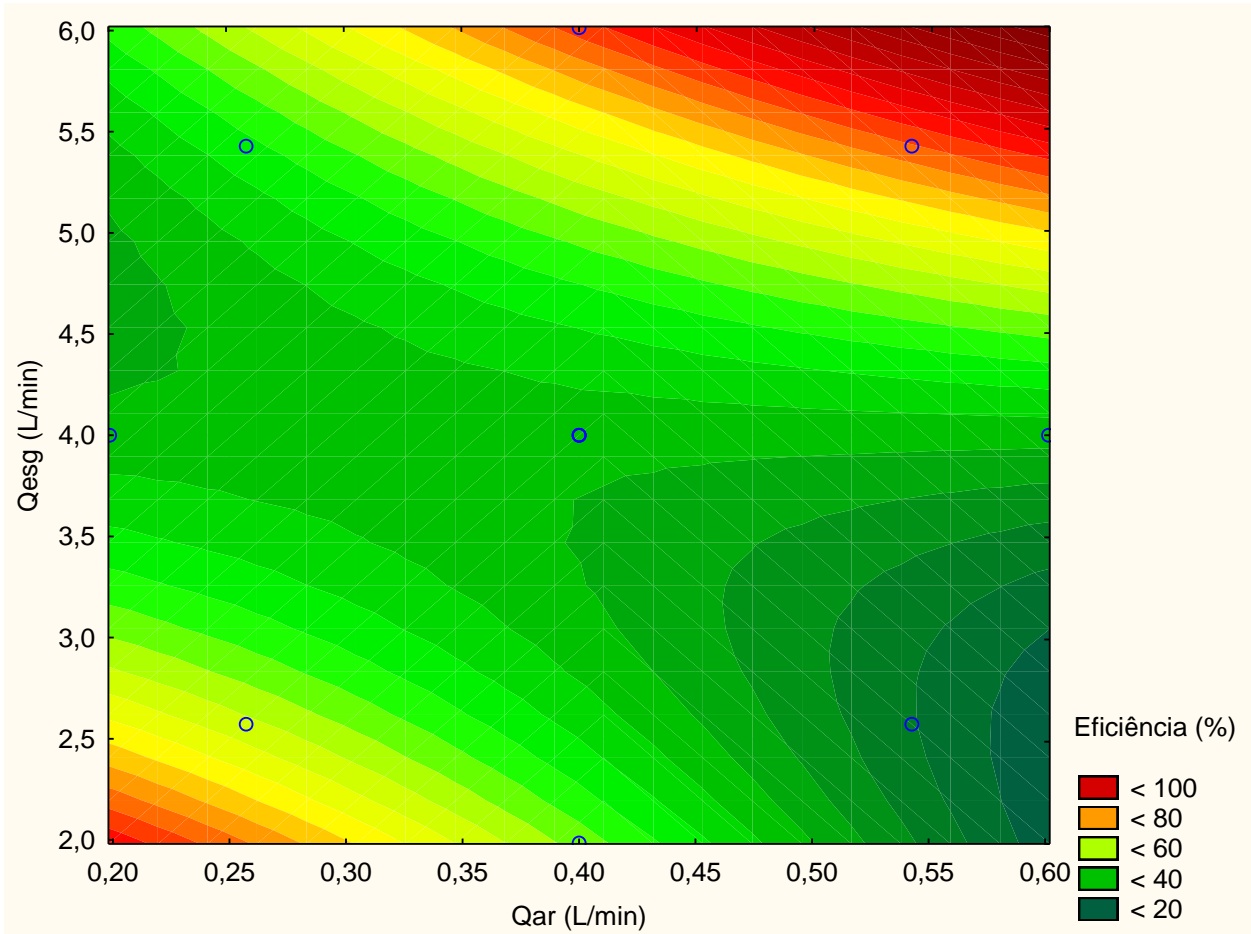
<b>Fonte de Variação</b>	<b>Soma dos quadrados</b>	<b>Graus de Liberdade</b>	<b>Quadrado médio</b>	<b>F<sub>calculado</sub></b>	<b>F<sub>tabelado</sub></b>
Regressão	0,4117	3	0,1372		
Resíduo	0,2298	8	0,0287	4,78	2,92
Total	0,6414	11			

Constata-se que o modelo matemático e, conseqüentemente, a curva de contorno são significativos ao nível de significância de 10%, já que o valor do  $F_{\text{calculado}}$  é maior que o valor do  $F_{\text{tabelado}}$ . O modelo de regressão quadrática para remoção de DQO, apresentado na equação 7 teve  $R^2$  ajustado igual a 0,64, ao nível de confiança de 90%.

Desta forma, pode-se inferir que, embora o modelo seja estatisticamente significativo, o  $F_{\text{calculado}}$  é apenas ligeiramente superior ao  $F_{\text{tabelado}}$ . Além disso, o valor de  $R^2$  indica que os fatores do modelo explicam 64% da variação em relação à variação total das respostas, ajustando-se apenas satisfatoriamente aos dados experimentais.

A curva de contorno (Figura 8) apresentou melhor eficiência de remoção de DQO nos extremos, tanto de Qar quanto de Qesgoto. Para também obter maior

relevância estatística o intervalo utilizado teria de ser modificado, com a injeção de ar e a recirculação reajustadas.



**Figura 8 - Curva de contorno para remoção de DQO**

A Tabela 6 apresenta os valores experimentais, os previstos pelo modelo para remoção de DQObruta, os erros de ajuste e os erros relativos para cada ensaio do DCCR.

Tabela 6 - Valores experimentais de remoção da DQO, previstos pelo modelo e desvios

Ensaio	Valor experimental	Valor previsto	Erro ajuste	Erro relativo (%)
1	0,667	0,763	-0,097	-14,5
2	0,292	0,395	-0,104	-35,6
3	0,452	0,395	0,056	12,4
4	0,813	0,763	0,049	6,0
5	0,783	0,416	0,366	46,8
6	0,250	0,416	-0,166	-66,5
7	0,556	0,741	-0,185	-33,3
8	0,974	0,741	0,233	23,9
9	0,190	0,416	-0,226	-118,6
10	0,457	0,416	0,041	8,9
11	0,410	0,416	-0,006	-1,5
12	0,455	0,416	0,038	8,4

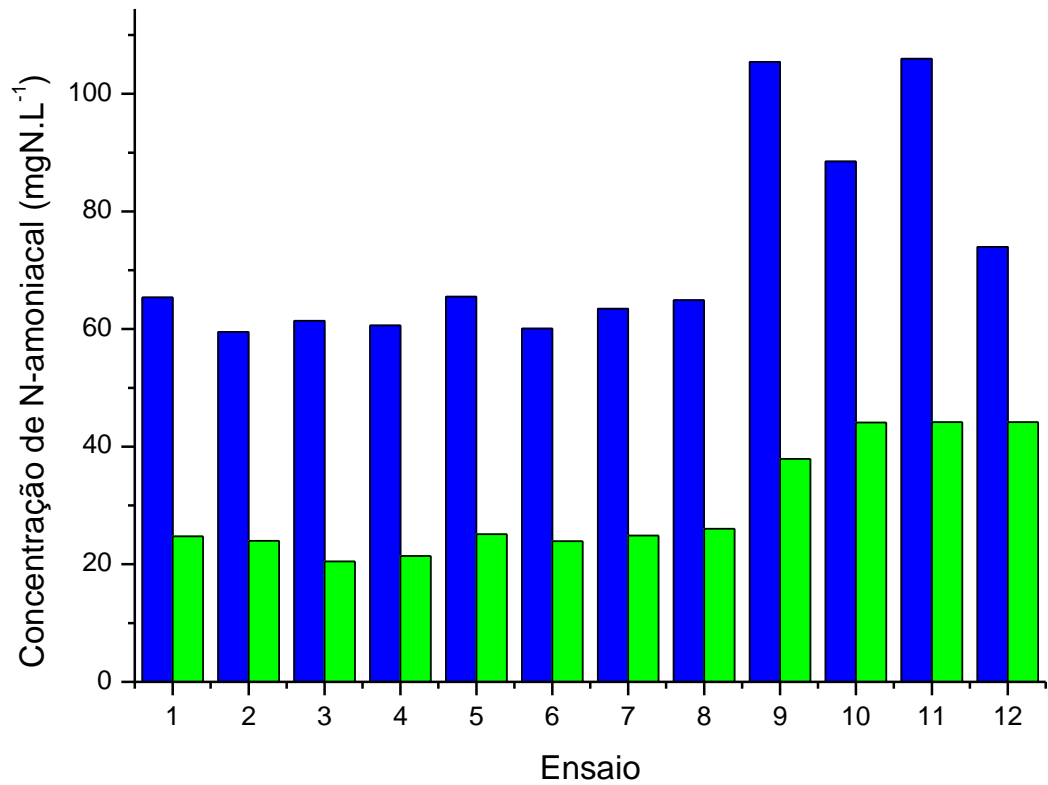
Erro ajuste = Valor experimental – valor previsto

Erro relativo = (Erro ajuste / valor previsto) x 100

## 5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL

Os valores de Nitrogênio amoniacal, no início e no final dos ciclos, são apresentados na Figura 9. Observa-se que a concentração inicial de Nitrogênio amoniacal foi maior a partir do ensaio 9, pois o efluente foi coletado em dias diferentes.

Para valores médios, no início dos ciclos, de  $73 \pm 17 \text{ mgN.L}^{-1}$  podem ser considerados típicos de esgoto sanitários. A eficiência média de remoção no nitrogênio amoniacal foi de 60%, com valores finais ligeiramente acima de  $20 \text{ mgN.L}^{-1}$ , nos 8 primeiros ensaios e, próximo a  $40 \text{ mgN.L}^{-1}$  nos demais.



**Figura 9 - Concentração de Nitrogênio amoniacoal, no início (■) e final (■) do ciclo dos ensaios**

A Tabela 7 apresenta a matriz do planejamento DCCR com os fatores codificados e reais, e a eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacoal ao final do tempo de ciclo de 12 horas.

Tabela 7 – Planejamento DCCR para Nitrogênio Amoniacal e eficiência de remoção

Ensaio	Valores codificados		Valores reais		Eficiência remoção N-amoniacal
	Qar	Qesgoto	Qar (L.min <sup>-1</sup> )	Qesgoto (L.min <sup>-1</sup> )	
1	-1	-1	0,26	2,6	0,62
2	1	-1	0,54	2,6	0,60
3	-1	1	0,26	5,4	0,67
4	1	1	0,54	5,4	0,65
5	-1,41	0	0,2	4	0,62
6	1,41	0	0,6	4	0,60
7	0	-1,41	0,4	2	0,61
8	0	1,41	0,4	6	0,60
9	0	0	0,4	4	0,64
10	0	0	0,4	4	0,50
11	0	0	0,4	4	0,58
12	0	0	0,4	4	0,40

A partir dos dados experimentais, foi realizada a análise estatística dos resultados por meio da análise dos efeitos das variáveis independentes (Qar e Qesgoto) na variável resposta remoção de Nitrogênio Amoniacal. Foram considerados significativos, os fatores com nível de significância 10% (p-valor < 0,10), os quais estão destacados na Tabela 8.

Tabela 8 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta remoção de N-amoniacal

Parâmetro	Efeito	Erro padrão <sup>1</sup>	t(6)	p-valor
Intercepto	0,5319	0,0380	13,9694	0,0001
Qar (L)	-0,0163	0,0539	-0,3037	0,7715
Qar (Q)	0,0909	0,0604	1,5036	0,1833
Qesg (L)	0,0206	0,0539	0,3828	0,7150
Qesg (Q)	0,0850	0,0604	1,4058	0,2093
Qar x Qesg	0,0024	0,0761	0,0317	0,9756

<sup>1</sup>Erro padrão efeito; L:linear; Q:quadrático;

Observa-se que, para o nível de significância de 10% (p-valor < 0,1), nenhum fator influenciou a remoção do N-amoniacal, nas faixas de valores estudadas. Assim,

não é possível proceder a inferência estatística, com obtenção de modelo e curvas de contorno.

### 5.2.1 Taxa de Nitrificação Volumétrica

Em média, o sistema apresentou uma taxa de nitrificação volumétrica média de  $0,01704 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ . Tschui *et al*, (1993, apud Gonçalves *et al.*, 2001), apontam taxas descritas na tabela 9 para BAS utilizados no tratamento terciário de esgotos domésticos, ilustrando também o efeito da superfície específica na nitrificação. A superfície específica do Biobob® é de  $270000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . A tabela 10 apresenta Taxas volumétricas máximas de nitrificação em BAS preenchidos com materiais granulares de superfícies específicas diferentes.

**Tabela 9 - Taxas volumétricas máximas de nitrificação em BAS preenchidos com materiais granulares de superfícies específicas diferentes (Tschui et al. 1993, apud Gonçalves et al, 2001)**

<b>Sentido de Fluxo</b>	<b>Tipo de meio suporte</b>	<b>Superfície específica do meio (<math>\text{m}^2/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Taxa máxima de nitrificação (<math>\text{kgN}/\text{m}^3.\text{dia}</math>)</b>
Ascendente	Estruturado fixo	240	0,4
Descendente	Granular fixo	1050	0,7
Ascendente	Granular flutuante	1450	1,5

Della Giustina(2009) testou, com tempo de ciclo aeróbio de 5,25 horas, BAS com três tipos de meio-suporte: BAS 1 com tampas e gargalos de garrafas PET ( $165 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ), BAS 2 com pedra britada n°4 ( $50 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ), e BAS 3 com anéis Pall de 1,5" ( $135 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ). A maior taxa de nitrificação foi obtida pelo BAS 1 ( $0,10 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ ), seguida pelo BAS 3 e BAS 2 ( $0,09 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$  e  $0,05 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$  respectivamente).

Observa-se que as taxas obtidas nesta pesquisa foram inferiores as relatadas na literatura. Uma análise físico-química seria necessária para saber se na amostra de esgoto coletada havia algum inibidor que prejudicou a nitrificação.



## 6. CONCLUSÃO

O efluente estudado não é típico, se for comparado com o esgoto doméstico ou de outro campus. A água residuária utilizada possui similaridades com efluente que passou por pré-tratamento anaeróbico, já que apresentou baixa concentração de DQO bruta e valor considerável de Nitrogênio na forma amoniacal.

A eficiência média de remoção no nitrogênio amoniacal foi de 60% e a taxa de nitrificação volumétrica média  $0,01704 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ . Comparando com a literatura, em relação a nitrificação, o BAS esteve abaixo, por isso apresentou desempenho inferior.

O sistema utilizado necessita de otimizações quanto ao volume de efluente a ser recirculado e em relação à quantidade de ar a ser injetada e tempo de ciclo. Não é possível dizer se houve déficit ou não de oxigênio injetado. O intervalo utilizado de valores reais de  $Q_{ar}$  e  $Q_{esgoto}$  teria de ser reajustado para avaliar a eficiência de remoção.

## REFERÊNCIAS

AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v.41, p1709-1721, 2006.

AISSE, M.M., NOLASCO, M.A., ANDREOLI, F.D.N., LOBATO, M.B., SAVELLI, C.S., JURGENSEN, D., ALÉM SOBRINHO, P. (2000). **Pós-Tratamento de efluentes provenientes de reatores UASB**. In: Oficina e Seminário Latino- Americano de Digestão Anaeróbia, IV, Recife. Anais, v.1, p. 321-327.

ALVES, HAROLDO B.; MOCHIDA, GIL A.; CRUZ, GILMAR J. G.; DUMA, MURILO.; GOMES, CELSO S. **Precipitação Química e Cloração para Combate a Maus Odores em Estações de Tratamento de Esgoto Anaeróbias** . Sanare - Revista Técnica da Sanepar . Curitiba, v. 21, n. 21, p. 19-32, jan/jun. 2005. Disponível em:< [http://pessoal.utfpr.edu.br/rosa/arquivos/Precipita%C3%A7%C3%A3oquimicaeclora%C3%A7%C3%A3o\(1\).pdf](http://pessoal.utfpr.edu.br/rosa/arquivos/Precipita%C3%A7%C3%A3oquimicaeclora%C3%A7%C3%A3o(1).pdf)> Acesso em: 31/01/2014.

BARBOSA, S.A. **Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de tanque séptico**. 2006. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BERTOLINO, S., CARVALHO, C., AQUINO, S. (2008) **Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em Campus universitário**. Eng. Sanit. Ambient. Vol 13, N°3, pp. 271-277.

BIOPROJ. **Características do Biobob®**. Disponível em:< <http://www.bioproj.com.br/biobob.html> > Acessado em: 20/01/2014.

BOF, V.S., SANT'ANA, T.D., WANKE, R., SILVA, G.M., SALIM, F.P.C., NARDOTO, J.I.O., NETTO, E.S., PEGORETTI, J.M. **ETEs compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo** – Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, João Pessoa (PB), 2001.

BRASIL. IBGE. **Atlas de Saneamento**, 2011. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf)> Acessado em 22/01/2014.

DE CARVALHO Jr, ORLANDO (2004). **Aprimoramento de um biofiltro aerado submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.

CARVALHO, KARINA Q. **Resposta Dinâmica de Reator UASB em Escala Piloto Submetido a Cargas Orgânicas e Hidráulicas Cíclicas: Modelos Matemáticos e Resultados Experimentais**. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. v.5, 246 p, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 8 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>> Acessado em: 14/01/2014.

DELLA GIUSTINA, S. V. **Remoção biológica de nitrogênio utilizando biofiltro aerado submerso multi-estágio**. 2009. 161 f. Dissertação ( Mestrado em Recursos hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

FONTANA, H. (2007). **Pós-tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica**. São Carlos, 2007. 127p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GODOY, T.G.de. (2007). **Biofiltro Aerado Submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. Estudo em escala real. São Carlos. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 177 p.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE, C.O.; ALEM, 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: Capítulo 4. "Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – coletânea de trabalhos Vol. 1", Coord C.A.L. CHERNICHARO. Projeto PROSAB. Belo Horizonte, 1ª ed, p.171-278, 2001.

HATTORI, ALINE Y, LIMA, ADRIANA N.D., de CARVALHO, KARINA Q. (2010, Agosto). **Caracterização físico-química dos esgotos sanitários gerados no campus Campo Mourão da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)**. In Sicite 2010.

LIMA, F. P. **Energia no tratamento de esgotos: Análise tecnológica e institucional para a conservação de energia e o uso do biogás**. 2005. 139 p. Dissertação de mestrado – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia. Universidade de São Paulo.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Ed.4. New York, EUA: McGraw-Hill Company, 2003. 1824 p.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse**. 3 ed. New York: Mc Graw-Hill, 1991. 1334 p.

NETTO, ANTONIO P. O. **Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo, com Reciculação da Fase Líquida, Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

PARANÁ. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº 021, de 22 de abril de 2009**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao\\_ambiental/Legislacao\\_estadual/RES\\_OLUCOES/RESOLUCAO\\_SEMA\\_21\\_2009\\_LICENCIAMENTO\\_PADROES\\_AMBIENTAIS\\_SANEAMENTO.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RES_OLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_21_2009_LICENCIAMENTO_PADROES_AMBIENTAIS_SANEAMENTO.pdf)> Acessado em 14/01/2014.

SEITENFUS, N.; ORTIGARA, A. R. C.; BENTO, A. P.; SCARATTI, D.; SEZERINO, P. H. (2007). **Biofiltro aerado submerso como alternativa de tratamento do efluente do Núcleo Biotecnológico da Unoesc Campus de Videira**. *Evidência-Ciência e Biotecnologia-Interdisciplinar*, 7(1), 25-36.

SITÔNIO, CAMILA P. (2001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios utilizando biofiltro aerado submerso**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.

SOARES, LEONARDO V. (2003). **Pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado utilizando biofiltro aerado submerso**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.

TSCHUI, M., BOLLER, M., GUJER, W., EUGSTER, J., MÄDER, C. e STENGEL, C. (1993) - **Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters - Anais 2nd International Conf. Specialize on Biofilm Reactors**, Paris, France - pp. 109 - 116

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **The biological aerated filter**: A promising biological process. EPA, jul. 1983.

UTFPR LONDRINA. **Comissão de Resíduos Químicos**. Disponível em:<  
<http://www.utfpr.edu.br/londrina/comissoes/comissao-de-gestao-de-residuos-quimicos>>  
Acessado em 14/01/2014.

van HAANDEL, A.C; LETTINGA, G. **Anaerobic Sewage Treatment: A practical guide for regions with a hot climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1994.

VILELA, LIVIA C. H. FORESTI, EUGÊNIO. (1998). **Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas**. Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997. 211 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.)

YENDO, A.Y. (2003). **Uso de um biofiltro aerado submerso como unidade de pós-tratamento de efluente de tratamento anaeróbio de curtume**. Ilha Solteira. Dissertação (Mestrado) Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual de São Paulo – Unesp.