

III-05 COMBINAÇÃO DE TRATAMENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO COM A FINALIDADE DE ELIMINAÇÃO DE NUTRIENTES

Heike Hoffmann⁽¹⁾, Bióloga, Universidade Greifswald, Alemanha, Doutorado, Universidade Rostock, Alemanha, Bolsista DAAD de Pós-doutorado UFSC, Pesquisador visitante CNPq, UFSC

Christoph Platzer⁽²⁾, Engenheiro Sanitarista Universidade Hannover e Munique, Alemanha, Doutor pela Universidade Berlim, Alemanha, Sócio proprietário da Rotária do Brasil Ltda.

Dorothee Heppeler⁽³⁾, Engenheira Sanitarista, Pós-graduação Universidade Rostock, Alemanha

Matthias Barjenbruch⁽³⁾, Engenheiro Sanitarista Universidade Hannover, Alemanha, Doutor pela Universidade Hannover, Alemanha, Professor junior de Universidade Rostock

Paulo Belli Filho⁽¹⁾, Engenheiro Sanitarista UFSC, Mestre em Hidráulica Saneamento UFSCAR, Doutor pela Universidade Rennes, França, Professor adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, CTC – Universidade Federal de Santa Catarina. Campus universitário, Trindade, CEP 88040-970 Florianópolis SC Telefone 48 331 9597
E-mail: heike@ens.ufsc.br

RESUMO

Este trabalho apresenta as possibilidades principais de identificação da composição de esgotos sanitários com o objetivo especial de comparar o esgoto doméstico antes e depois de um tratamento anaeróbico de diferentes sistemas (fossa, RALF, UASB e lagoa anaeróbia). Com ajuda dos parâmetros cinéticos obtidos foi feita uma comparação da capacidade de remoção de nutrientes (nitrificação e desnitrificação) de esgotos tratados anaerobicamente. Por causa de redução de DBO_5 durante o processo anaeróbico o teste de consumo de nitrato se mostrou muito mais utilizável para fracionar a DQO (DQO fácil até DQO não disponível para a desnitrificação) do que o teste de consumo de oxigênio (respirometria). Os resultados do teste de nitrificação não indicaram uma inibição ou intoxicação depois de um tratamento anaeróbico. Os resultados cinéticos serviram como base de comparação de custos (custos de investimento e custos operacionais) de remoção de nutrientes em sistemas aeróbios diferentes (lodo ativado, wetland, filtro percolador) depois um tratamento anaeróbico. O sistema de lodo ativado como tratamento único ficou muito mais caro do que a combinação de tratamento anaeróbico e aeróbico. Entre os sistemas aeróbios para pós-tratamento os custos de investimento ficaram bem parecidos, somente os custos operacionais diferem bastante.

PALAVRAS-CHAVE: Combinação de tratamento anaeróbico e aeróbico, respirometria, consumo de oxigênio, consumo de nitrato, teste de nitrificação, custos de investimento e custos operacionais

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos a importância do tratamento de esgoto aumentou cada vez mais. Por causa de uma série de vantagens decisivas, o tratamento anaeróbico é uma solução muito favorável em relação ao tratamento aeróbico. Na área do tratamento anaeróbico existem muitas experiências práticas e uma boa pesquisa fundamental. Reatores anaeróbios são sistemas simples e econômicos na construção, com poucos equipamentos, que apresentam uma manutenção simples e por final produzem uma baixa quantidade de excesso de lodo. Reatores e lagoas anaeróbios realizem uma remoção de DQO de 60-70 % (LETTINGA & HAANDEL, 1994).

Embora existam problemas específicos em alguns reatores (por ex. perda periódica de lodo) o tratamento anaeróbico deixa uma concentração restante do DQO acima das exigências ambientais, altas concentrações de germes e não se pode realizar uma remoção de nutrientes (Nitrogênio e Fosfato). Os nutrientes de esgotos são

22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

responsáveis para uma série de problemas de eutrofização de corpos receptores. O problema de remoção de nutrientes somente pode ser resolvido por um tratamento aeróbio de esgoto com uma combinação dos processos de nitrificação e desnitrificação bem como a biodesfosfatação (Chernicharo 2001). O interesse no tratamento aeróbio como forma de tratamento única cresceu bastante na área de esgotos domésticos pela exigência da CONAMA 20 (1986). Infelizmente falta ainda experiência de dimensionamento para a remoção de nutrientes após um tratamento anaeróbio. Isto e os custos de investimento impedem até agora o uso generalizado do processo na prática.

O trabalho apresenta resultados sobre a composição do esgoto antes e depois de diferentes tipos do tratamento anaeróbio (UASB; RALF, Lagoa, Fossa) na escala real em relação à avaliação das possibilidades de remoção de nutrientes. Os dados servem como base de cálculo dos custos de diferentes tipos de pós-tratamento aeróbio (Lodo ativado, filtro percolador, wetland). No contexto de custos especialmente a questão de desnitrificação precisará uma boa avaliação entre as necessidades reais de meio ambiente (tamanho e qualidade dos rios) e possibilidades técnicos e financeiros.

O projeto de pesquisa foi realizado em conjunto com uma universidade alemã para combinar experiências brasileiras de tratamento anaeróbio com as experiências alemãs a respeito da remoção de nutrientes. O cálculo econômico comparativo foi feito com custos típicos de investimento de estações de tratamento de esgotos no Brasil de projetos em escala real.

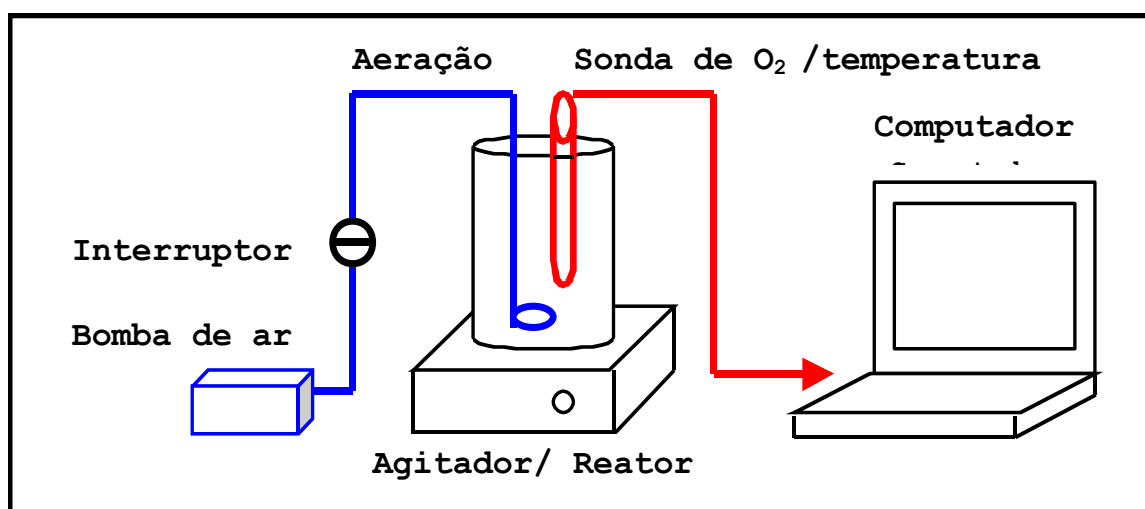
MATERIAIS E MÉTODOS

Esgotos brutos e efluentes final de tratamento anaeróbio das seguintes estações foram analisados:

- Esgoto de um UASB (1.000 hab., alta carga, tempo de detenção 3,5 h)
- Esgoto de um RALF (10.000 hab., baixa carga, tempo de detenção 12 h)
- Esgoto de uma lagoa anaeróbia (84.000 hab., tempo de detenção 18 d)
- Esgoto de uma fossa (Campo da Universidade, tempo de detenção 3 d)

Embora das concentrações de DQO e DBO_5 , e de nutrientes (NTK , P_{total} , PO_4-P ; NH_4-N e NO_3-N) foram feitas: respirometria (consumo de oxigênio), consumo de nitrato, teste de nitrificação para uma melhor caracterização da composição do esgoto e da capacidade metabólica depois um tratamento anaeróbio.

- Com o objetivo de **fracionar a DQO** duas diferentes metodologias foram usadas.
 - Respirometria ou teste de consumo de oxigênio (segundo MARAIS & EKAMA, 1976).
Resultado: parte do DQO facilmente degradável em condições aeróbias = DQO_{fdeg}
 - Teste de consumo de nitrato ou teste anóxico (segundo HULSBEEK, 1995).
Resultado: parte do DQO disponível para a desnitrificação = DQO_{disDN}



Esquema 1: Organização de material para a respirometria, consumo de oxigênio

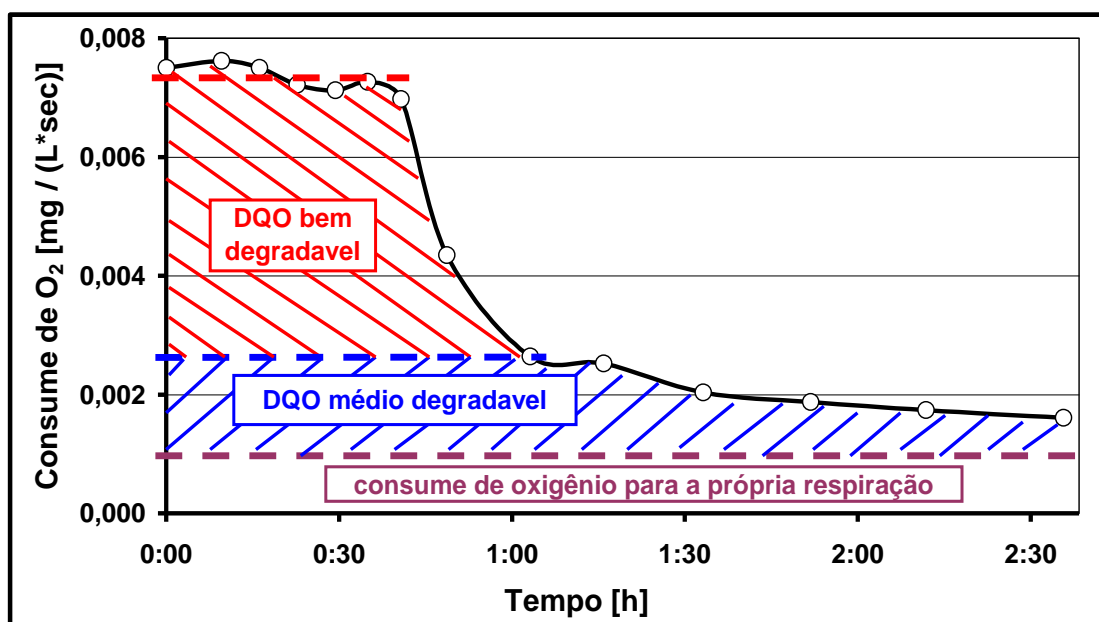


Figure 1: Exemplo para uma respirometria com esgoto bruto

- Para a avaliação da **capacidade de nitrificação**, o processo mais sensível contra efeitos tóxicos, foi comparada a atividade e a velocidade de nitrificação antes e após um tratamento anaeróbio.

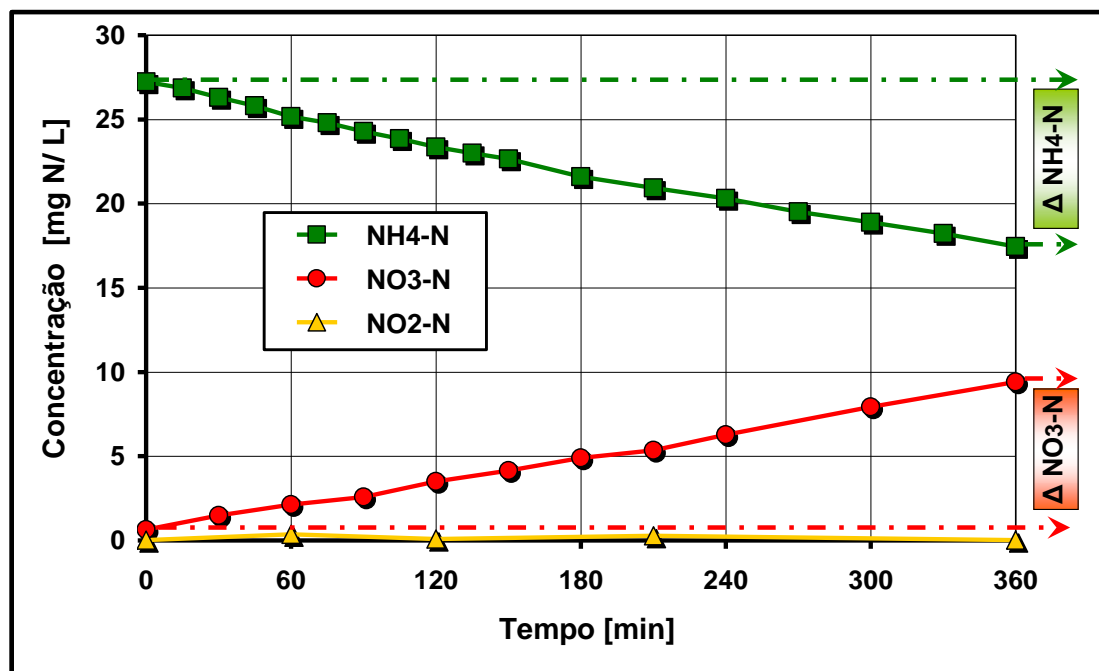


Figure 2: Exemplo para um teste para determinação da velocidade de nitrificação

- Processo de desnitrificação é influenciado negativamente pelo tratamento anaeróbio, pois o substrato bem degradável é removido. Foi comparado a **capacidade de desnitrificação**, a atividade e a velocidade de desnitrificação antes e após um tratamento anaeróbio.

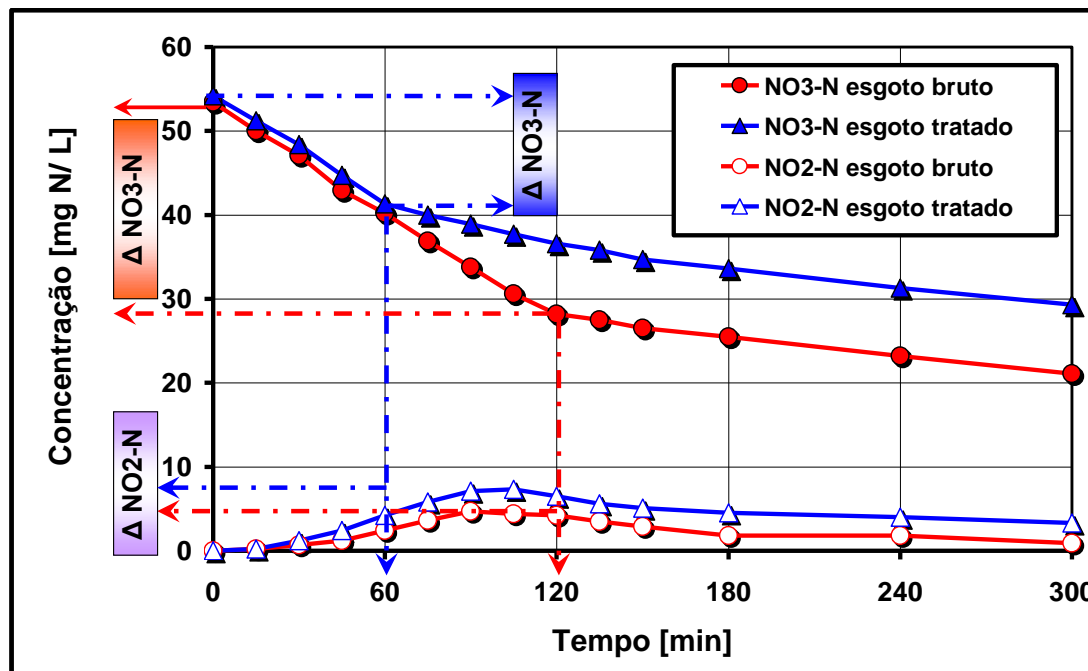


Figura 3: Exemplo do consumo de Nitrato em esgoto bruto e esgoto tratado anaeróbiamente

Todas as análises foram feitas em batelada (reatores de 2 litros) no laboratório, sob condições constantes de 20°C. Foi usado sempre o lodo ativado da mesma estação (ETE Insular de Florianópolis), que possui o processo de nitrificação e desnitrificação.

Os custos de investimento e os custos operacionais foram elaborados na base de experiências de projetos para ETE's de 5 cidades (15.000-50.000 habitantes) em Santa Catarina. Para efeito de cálculo comparativo os custos foram transformados para uma estação teórica de 20.000 habitantes. A comparação foi feita de um sistema de lodo ativado convencional (aceração prolongada) sendo este comparado com uma combinação de tratamento anaeróbio e aeróbio na forma de:

- UASB com filtro percolador
- UASB com filtro de areia plantado (wetland de fluxo vertical)
- UASB e lodo ativado fluxo contínuo.

RESULTADOS DOS ANÁLISES DE ESGOTOS ANTES E APÓS O TRATAMENTO ANAERÓBIO

Esgotos brutos e esgotos após um tratamento anaeróbio foram analisados durante 3 meses (tabela 1).

A **remoção de DQO** nas estações anaeróbias analisadas fica na faixa de 30-75% e a **remoção de DBO₅** na faixa de 45-80%. Comparando com a literatura (HAANDEL & LETTINGA, 1994) a eficiência dos reatores com baixa carga (RALF, Lagoa anaeróbia) é muito baixa.

Table 1: Média dos resultados dos testes de diferentes sistemas

Tipo de tratamento	Lagoa anaeróbia		UASB		RALF		Fossa	
	Infl.	Efl.	Infl	Efl	Infl.	Efl.	Infl.	Efl.
analise								
DQO (mg/l)	379	250	699	164	372	267	720	465
DBO₅ (mg/l)	218	78	504	88	188	78	442	240
NTK (mg/l)	48	45	66	61	53	48	22	20
DQO _{facdeg} (mg/l) teste aeróbio	35	7	12	6	54	26	94	90
COD_{disDN} (mg/l) teste anóxico	120	30	75	36	158	33	280	200
Velocid. Nitrificação (mgN/gTSS/h)	0,29	0,35	0,44	0,35	0,24	0,24	0,31	0,27
Velocid. Desnitrific.(mg N/gTSS/h)	1,36	0,87	0,69	0,59	1,44	1,01	1,62	1,46

O teste de consumo de oxigênio, que é muito comum para a avaliação da degradabilidade orgânica produziu resultados na faixa internacional já publicado usando esgotos brutos mas se mostrou impossível de ser usado nas investigações com esgoto anaeróbio tratado, pois os resultados são muito baixos

- A parte do DQO facilmente degradável do esgoto bruto fica na faixa de 10 a 15%, isso corresponde a valores normais (MARAIS & EKAMA, 1976). Somente o influente do UASB tem um valor muito baixo (2%) provavelmente efeito de um tempo de detenção na rede muito curto ou uma influência de esgotos industriais.
- A parte do DQO facilmente degradável do esgoto anaeróbio tratado depende muito do sistema. Os sistemas com baixa carga (lagoa e RALF) tem uma remoção alta da parte bem degradável do DQO, deixam um restante de 3 a 4 % do DQO facilmente degradável em relação ao DQO total. O UASB com uma altíssima carga, apresenta ainda 10% do DQO total no final do processo como DQO facilmente degradável. A Fossa (quase sem atividade biológica) apresenta uma quantia de 20%

Os testes do consumo de Nitrato com objetivo de determinar a parte do DQO facilmente degradável ou mesmo assim a parte do DQO disponível para a remoção de Nitrato (desnitrificação) resultaram com esgotos brutos e com esgotos tratados anaeróbios em resultados muito mais altos do que o teste de consumo de oxigênio.

- A parte do DQO disponível para a desnitrificação do esgoto bruto fica na faixa de 30 a 40% (UASB mais baixo com 10%)
- Depois de um tratamento anaeróbio nos reatores de baixa carga (lagoa e RALF) a parte do DQO disponível para a desnitrificação diminuiu por 75 a 80%, e no reator UASB (alta carga) por 50%, a fossa reduz a parte de DQO disponível para a desnitrificação somente por 30%. A velocidade de desnitrificação diminuiu após o tratamento anaeróbio. Comparado com esgoto bruto o efluente do RALF e da lagoa anaeróbia somente atinge 65-70% da velocidade máxima, enquanto os efluentes do UASB e da fossa ainda chegam a 85-90%.
- Apesar de todas as diferenças entre a eficiência dos reatores, a relação de DQO_{disDN} para o DBO₅ dos esgotos tratados anaeróbios sempre chegou em 40%. (na saída da fossa 83% de DBO₅ foi disponível para a desnitrificação)

Os testes da nitrificação não mostram nenhuma inibição depois um tratamento anaeróbio, a velocidade de nitrificação de esgoto bruto e esgoto tratado fica na mesma faixa.

RESULTADOS DOS ANÁLISES DE CUSTOS DE INVESTIMENTO E DE OPERAÇÃO

Os custos de investimento e de operação da combinação de sistemas estão sendo comparados com o sistema de lodo ativado de tipo aeração prolongada como única etapa de tratamento. Todos os sistemas foram dimensionados para atender 20.000 hab. A tabela 2 mostra os resultados de cálculo dos custos de investimento.

Tabela 2: Comparação dos custos de investimento de 4 alternativas de tratamento (R\$)

	Lodo Ativado	UASB+ lodo ativado	UASB+ filtro percolador	UASB+ wetland
Obras civis	957.715	644.638	829.459	927.421
Instalações	254.134	268.931	236.262	381.003
Equipamentos	796.698	555.400	396.446	222.533
Urbanização, projeto paisagístico	88.572	83.285	84.332	81.127
Custos de investimento	2.097.117	1.552.253	1.546.499	1.612.083
Custos por habitante	104,90	77,60	77,30	80,60

O sistema de lodo ativado como sistema único fica 35% mais caro do que os outros sistemas com uma combinação do tratamento anaeróbico e aeróbio, pelo fato que precisa muito mais volume. Os custos de investimento dos outros sistemas ficam na mesma faixa com um leve vantagem da combinação do UASB com o filtro percolador. Os custos de combinação UASB com wetland dependem muito do local. Uma vantagem de combinação especialmente com wetland ou filtro percolador que não se pode se expressar em custos consiste em uma construção e operação simples.

Essa vantagem é importante para o funcionamento e os custos operacionais na tabela 3. Com certeza os custos para a operação diferem bastante entre as regiões, por isso são apresentados alguns dados de operação, como a produção específica de lodo ou do consumo de energia ou o número de operadores necessários. Os custos para manter o equipamento técnico são calculados com 2% por ano dos custos do investimento do equipamento técnico.

Table 3: Comparação dos custos operacionais de 4 alternativas de tratamento (R\$)

	Lodo Ativado	UASB+ lodo ativado	UASB+ filtro percol.	UASB+ wetland
Consumo de energia (kWh/p·hab, ano)	36	16	3	0,5
Produção de lodo (kg/p·hab, ano) *	13,1	8,1	8,1	5,9
Numero de operadores	2,5	3,5	2,5	2,3
Custos operacionais/ano (R\$)	166.480	96.158	42.945	26.960
Custos por habitante/ano (R\$)	8,30	4,80	2,30	1,30
<i>* 30% redução pelo uso de canteiros de mineralização de lodo</i>				

A combinação de sistema de UASB com wetland fica mais barata na operação por causa do baixo consumo de energia, do baixo investimento com equipamento técnico e da baixa produção de lodo. A combinação do UASB com lodo ativado faz sentido quando uma remoção de Nitrato (desnitrificação) é necessária, pois as combinações de sistemas mais econômicos, o UASB com filtro percolador o ou wetland não oferecem a capacidade de uma desnitrificação controlada.

CONCLUSÕES

Os testes da respirometria (consumo de oxigênio) e do consumo de nitrato (teste anóxico) foram aplicados pela primeira vez para a análise da composição específica dos efluentes dos reatores anaeróbios. A aplicação da respirometria se mostrou eficiente para caracterizar o esgoto bruto, mas menos eficiente para a caracterização do esgoto tratado anaerobicamente. O teste do consumo de nitrato (teste anóxico) se mostrou eficiente mesmo para caracterizar o DQO do esgoto bruto como também para caracterizar o DQO dos efluentes anaeróbios, em ambos casos resultou uma boa relação entre o DBO_5 e a parte do DQO disponível para desnitrificação.

Com o objetivo geral de avaliar as possibilidades de remoção de nutrientes depois de tratamento anaeróbio e recomendar uma metodologia que facilita a determinação da parte do DQO usável para a desnitrificação, o teste de consumo de nitrato se mostrou muito confiável, sendo possível de usar os resultados diretamente para o dimensionamento do tratamento aeróbio/anóxico após um tratamento anaeróbio. No outro lado os resultados mostram que para a realização de uma desnitrificação após um tratamento anaeróbio precisa se de uma adição de uma fonte externa de carbono (ou um bypass) que ainda deb ser investigado em escala real.

Os sistemas anaeróbios com alta carga e tempos de detenção hidráulica curtos como nesse caso o UASB, poderão ser uma alternativa interessante para a desnitrificação. Recentes publicações (ÀLAVAREZ ET AL. 2002) mostraram resultados bons com reator HUSB (Hydrolytic Upflow Sludge Bed) com uma carga orgânica alta de 1,2 - 3,9 kg DQO/ (m³ x d) e um tempo de retenção relativamente curto de 3– 7 h. O processo anaeróbio parou na fase acetogênica com a remoção de DQO a 50%, e a aumento de DQO facilmente degradável a 75%.

Vale ressaltar que a necessidade de desnitrificação sempre dependerá da situação específica do lugar, muitas vezes pode ser importante reduzir no efluente final a concentração do Amônio e do Fosfato mas não necessariamente a concentração do Nitrato, porque a desnitrificação até pode ocorrer no corpo receptor.

Os resultados despite de nitrificação depois um tratamento anaeróbio foram ótimos. O teste de nitrificação se mostrou muito recomendável para a avaliação da capacidade de nitrificação depois um tratamento anaeróbio. Não apareceu nenhuma inibição das bactérias nitrificantes pelo efluentes de processos anaeróbios investigados, como foi observado por outros autores (HOFFMANN, 2000). Ao contrário, a velocidade de nitrificação depois um tratamento anaeróbio ocorreu muitas vezes mais rápido, porque a atividade de bactérias heterotróficas ficaram reduzidas e as bactérias nitrificantes sofrem menos concorrência pelo oxigênio. Ainda precisa-se de uma avaliação com mais e outros reatores na escala real.

Em concordância com outros autores (p. ex. LETTINGA & HAANDEL, 1994, KELLER & HARTLEY 2002) em todos os aspectos investigados, quais são os custos, a estabilidade de operação, o consumo de energia e outros, o sistema de lodo ativado como única etapa de tratamento mostra-se não recomendável em comparação aos sistemas em combinação. Mais que os custos de investimento ainda diferam os custos operacionais. Uma escolha de sistema sempre precisa de um bom conhecimento de condições de lugar (espaço, tipo de corpo de receptor e.g.). Assim, por exemplo, a necessidade de nitrificação e desnitrificação sempre exige a utilização do sistema de lodo ativado como possibilidade única. Sem a necessidade de remoção de Nitrato (desnitrificação) o wetland e filtro percolador oferecem boas possibilidades de pós-tratamento com baixos custos operacionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M.; LOBATO, M.; BONA A.; GARBOSSA, L.; ALÉM SOBRINHO, P. (2001): Avaliação do sistema reator UASB e Filtro Biológico para o Tratamento de Esgoto Sanitário In: Proceedings 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

ÀLAVAREZ, J.A.; ZAPICO, C.A.; GOMEZ, M.; PRESAS, J.; SOTO, M. Anaerobic Hydrolyses of a Municipal Wastewater in a Pilot Scale Digester, Proceedings of the IWA 3rd World Water Congress, Melbourne, Austrália, 7-12.4.2002

ANA, 2001 Agência Nacional de Águas: Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas – Despoluir para Salvar”, Manual de Operações, Versão 2001.1, http://www.ana.gov.br/DOCS/ANA_PNDBH_20011.pdf, Brasília 2001

22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

BORNEMANN, C.; LONDONG, J.; FREUND, M.; NOWAK, O.; OTTERPOHL, R.; ROLFS, TH. (1998): Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ; Korrespondenz Abwasser Jg. 45, Nr.3, S. 455-462, 1998

CONAMA (1986): Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução N°20, de 18 de junho de 1986, <http://www.mmagov.br/port/CONAMA/res/res86/res2086.html>

CONSEMA-SC (1981): Conselho do Meio Ambiente de Santa Catarina, Coletânea da Legislação Ambiental de Santa Catarina, Decreto N°14.250, de 05 de junho de 1981, <http://www.cs.gov.br/webfatma/coletanea/Colesta%20.zip>

DORIAS, B. (1996): Stickstoffelimination mit Tropflörpern, Dissertation Universität Stuttgart, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 138, Oldenburg Verlag München, 1996

GONÇALVES, R.F.; DE ARAÚJO, V.L.; BOF, V.B. (1999): Combining upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors and submerged aerated biofilters for secondary domestic wastewater treatment, Wat.Sci.Techn., Vol.40, No. 8, pp.71-79

HAANDEL, A.C. VAN; LETTINGA, G. (1994): Anaerobic sewage treatment : a practical guide for regions with hot clima, John Wiley & Sons Ltd, England, 1994

HOFFMANN, H. (2000): Nutzungspotentiale durch externe Anzuchtung von Nitrifikanten im Prozesswasser der Schlammmentwässerung, gwf Wasser Abwasser, 141, 7/2000, pp. 440-446

HULSBEEK, J. (1995): Bestimmung von Parametern zur Beschreibung der Prozesse bei der biologischen Stickstoff- und Phosphorentfernung in Abwasserreinigungsanlagen, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, H. 90

KELLER & HARTLEY 2002 Greenhouse Gas Production in Wastewater Treatment - Process Selection is the Major Factor, Proceedings of the IWA 3rd World Water Congress, Melbourne, Austrália, 7-12.4.2002

MARAIS, G. EKAMA, G. (1976): The activated sludge process Part I – steady state behavior, Water SA, 2, No. 5-6, pp.164-200

PLATZER C.; BURKARD T.; LAUER J. (1999) unpublished consultancy projects of engineering company COBAS for 5 cities in Santa Catarina

SPERLING M. VON; DE CASTRO GALVÃO JÚNIOR, A.; DE CARVALHO MAGALHÃES, C. A.; MORENO, J.; CHERNICHARO, C.A.; GARIGLIO L.P. (2001) Conversão de uma ETE em escala real, construída segundo o processo de aeração prolongada, para o sistema UASB – Lodos ativados. In: Proceedings 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.