

II-552 - INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E MATÉRIA ORGÂNICA EM UM BIORREATOR DE MEMBRANA SUBMERSA OPERADO EM CONDIÇÃO DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA

Marina Victoretti Silva

Engenheira Ambiental pelo Centro Universitário SENAC, Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal do ABC (UFABC).

Eduardo Lucas Subtil⁽¹⁾

Professor Adjunto em Saneamento Ambiental do Curso de Engenharia Ambiental e Urbana e da pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do ABC (UFABC), pesquisador colaborador do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Universidade de São Paulo.

Bruna Araújo Lotto

Graduanda em Bacharelado em Ciência e Tecnologia e Engenharia Ambiental e Urbana na Universidade Federal do ABC (UFABC). Estagiária de projetos no Itaú-Unibanco.

Danilo Andrade

Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Cidade de São Paulo (UNICID). Estagiário na Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH-EPUSP).

Ivanildo Hespagnol

Professor da Universidade de São Paulo e Diretor do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Universidade de São Paulo.

Endereço⁽¹⁾: Av. dos Estados, 5001 - Bangú, Santo André – SP – CEP: 09210-580 – Brasil - Tel: (11) 4996-0139 - e-mail: eduardo.subtil@ufabc.edu.br

RESUMO

A escassez hídrica é uma realidade nos grandes centros urbanos devido à crescente demanda por água acompanhada da poluição dos mananciais de abastecimento por descarte de esgoto bruto, tratado ou parcialmente tratado. Além de conter carga orgânica, o esgoto possui diversas substâncias poluentes, entre elas os nutrientes. O nitrogênio é um nutriente que está presente em elevadas concentrações no esgoto e, quando lançado em corpos d'água, pode ser tóxico à fauna e flora aquática, promover a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido do meio e a eutrofização. A remoção de nitrogênio no tratamento biológico de esgotos sanitários baseia-se no processo de nitrificação e desnitrificação onde, em um meio aeróbio ocorre a oxidação de amônia para nitrito, seguida, em um meio anóxico, pelo processo de desnitrificação para nitrogênio gasoso. Pesquisas recentes demonstraram que esses dois processos podem ocorrer simultaneamente no mesmo reator, sendo denominado de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS). Embora a NDS seja possível, tem sido relatado que o processo não pode ser continuamente sustentado no sistema de lodos ativados convencional, cuja necessidade de operação com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e elevada idade do lodo favorecem a deterioração das propriedades de sedimentabilidade do lodo e estabilidade do sistema. Nesse sentido, os Biorreatores com Membranas Submersas (BRMS) possuem grande potencial de serem configurados com NDS, haja vista que as propriedades de sedimentabilidade do lodo não interferem na qualidade final do efluente do sistema. Sendo assim, este trabalho teve por objetivo avaliar a remoção de nitrogênio via NDS em diferentes concentrações de oxigênio dissolvido (OD) em uma unidade piloto de Biorreator de Membranas Submersas tratando esgoto sanitário. Para isso, o experimento foi dividido em três Fases: Fase I (2,3 mgO₂/L), Fase II (0,8 mgO₂/L e Fase III (0,3 mgO₂/L). Foram alcançadas elevadas eficiências de remoção de material orgânico, independente das variações na concentração de OD, DBO₅ com valores médios de 98%, 97% e 98% e DQO de 95%, 96% e 95% para as Fases I, II e III, respectivamente. A remoção média de nitrogênio total obtida foi 33% na Fase I, 60% na Fase II e 50% na Fase III. Onde a remoção via NDS foi responsável por 60%, 78% e 74% do total removido para as Fases I, II e III, respectivamente. A remoção de nitrogênio amoniacal não foi limitada devido as baixas concentrações de OD e houve acúmulo de NO₂⁻.

PALAVRAS-CHAVE: Biorreator de membrana submersa, nitrificação e desnitrificação simultâneas, tratamento de esgoto, remoção de nitrogênio.

INTRODUÇÃO

Os grandes centros urbanos têm enfrentado uma realidade de escassez hídrica devido à crescente demanda por água acompanhada da poluição dos mananciais de abastecimento. A disponibilidade dos recursos hídricos para usos múltiplos com qualidade adequada está diretamente ligada ao desenvolvimento socioeconômico e segurança coletiva da população [1]. Os responsáveis pela gestão do abastecimento de água têm priorizado a importação de águas para atender a demanda crescente ao invés de incentivar e implantar medidas de conservação e uso de fontes alternativas. Em decorrência da importação de grandes volumes de águas de outras bacias, há o aumento na produção e consequente descarte de esgoto bruto, tratado ou parcialmente tratado, nos corpos d'água, o que representa grande preocupação, uma vez que os rios que recebem o esgoto são mananciais de abastecimento para cidades localizadas a jusante dos pontos de lançamento. Além de conter carga orgânica, o esgoto possui diversas substâncias poluentes, entre elas os nutrientes e, que podem causar danos ao ambiente, à saúde do ser humano e de outros animais [2,3]. O nitrogênio é um nutriente que está presente em elevadas concentrações no esgoto, chega ao ambiente sob diferentes formas e exerce grande impacto quando lançado em corpos d'água, pode ser tóxico à fauna e flora aquática, promover a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido do meio e a eutrofização. Por estes motivos se faz necessária a remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias.

A remoção de nitrogênio no tratamento biológico de esgotos sanitários baseia-se no processo de nitrificação e desnitrificação onde, em um compartimento aeróbio ocorre a oxidação de amônia para nitrito, seguida, em um compartimento anóxico, pelo processo de desnitrificação para nitrogênio gasoso. Desta forma, para que haja a remoção de nitrogênio total nos sistemas convencionais, devem existir dois ambientes separados um aeróbio e outro anóxico. Nas últimas duas décadas vários estudos demonstraram que esses dois processos podem ocorrer simultaneamente no mesmo reator [4, 5, 6, 7, 8], sendo denominado de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS). A principal hipótese para a ocorrência de NDS é que o floco de lodo ativado pode conter ambas as zonas aeróbicas e anóxicas. Embora a NDS seja possível, tem sido relatado que o processo não pode ser continuamente sustentado no sistema de lodos ativados convencional, cuja necessidade de operação com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e elevada idade do lodo favorecem o desenvolvimento de organismos filamentosos, que são responsáveis pela deterioração das propriedades de sedimentabilidade do lodo e estabilidade do sistema [9,10]. Nesse sentido, os Biorreatores com Membranas Submersas (BRMS) possuem grande potencial de serem configurados com NDS, haja vista que as propriedades de sedimentabilidade do lodo não interferem na qualidade final do efluente do sistema.

Biorreatores com Membranas Submersas são, atualmente, reconhecidos como opção viável para o tratamento de esgotos e o reúso de águas. Apesar disso, a tecnologia é geralmente vista como de alto custo quando comparado a sistemas convencionais de tratamento de esgoto, sobretudo pelo maior gasto energético com aeração. Porém, quando operados sob condições específicas para NDS, é possível obter um efluente de elevada qualidade com menor custo, devido a menor necessidade de aeração. Apesar do processo NDS não ser uma descoberta recente, sua aplicação em conjunto com o sistema de BRM é ainda pouco documentada, pois este sistema é considerado uma tecnologia emergente de tratamento de esgotos sanitários.

Neste contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar a influência da concentração de oxigênio dissolvido na remoção de material orgânico e nitrogênio via NDS em uma unidade piloto de um Biorreator de Membranas Submersas tratando esgoto sanitário.

METODOLOGIA

- **Estrutura Geral da Pesquisa**

O experimento foi dividido em três fases, sendo elas: operação convencional (Fase I), e nitrificação e desnitrificação simultâneas com duas faixas de concentração de OD distintas (Fases II e III), conforme demonstrado na Tabela 1. A concentração de oxigênio dissolvido estabelecida para a Fase I é característica de lodos ativados convencional com nitrificação e para as Fases II e III foram estabelecidos valores utilizados em outros estudos que obtiveram efetiva NDS na faixa de concentração de OD no licor misto de 0,3 a 0,8 mg/L [4, 11]. A concentração de sólidos em suspensão foi mantida constante durante as três fases, embora haja diferença nos valores médios, o teste estatístico não apontou diferença significativa entre esses valores.

Tabela 1: Condições operacionais

	Fase I	Fase II	Fase III
OD (mgO ₂ /L)	2,35±0,73	0,81±0,09	0,39±0,10
Q (L/h)	23,2±2,0	24,1±0,4	23,1±1,5
SST (mg/L)	8722±1945	9252±1083	9549±1242
TRS (d)	72	44	31
TDH (h)	6,8	6,5	6,8
A/M (Kg DBO/Kg SSV.d)	0,20	0,17	0,17
C/N	11:1	11:1	11:1
Dias de operação	69	32	27

• **Unidade Piloto de BRM**

Foi utilizada uma planta piloto de um Biorreator de Membranas Submersas instalada no Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da USP. O sistema era alimentado com esgoto sanitário em fluxo contínuo. A Figura 1 mostra o fluxograma da unidade piloto utilizada.

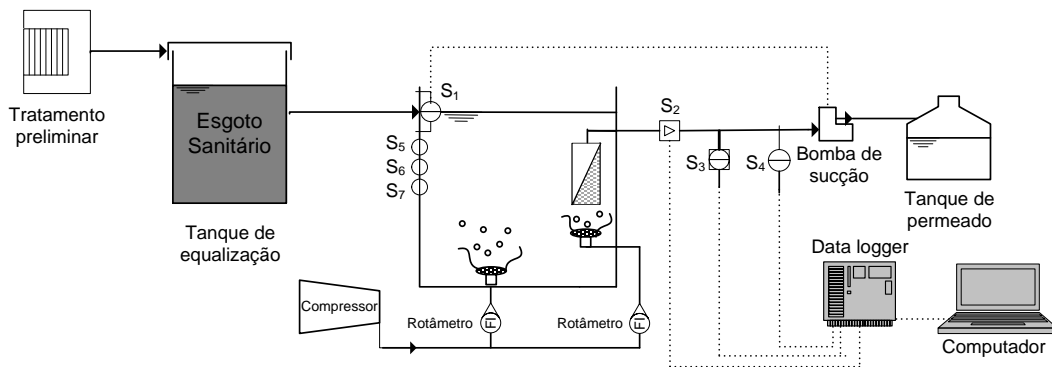


Figura 1 - Fluxograma da unidade piloto, onde: S1 – sensor de nível; S2 – sensor de vazão de permeado; S3 – sensor de pressão; S4 – sensor de temperatura; S5 – sonda de oxigênio dissolvido; S6 – sensor de pH e; S7 - sensor de potencial Redox.

O reator utilizado foi construído em acrílico, com volume útil de 156 L mantido em temperatura ambiente durante o período do estudo. O pH do lodo foi controlado e mantido entre 6,7 e 7,3 com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 0,5mol/L.

A aeração foi feita por ar difuso, em duas linhas, uma para o licor misto e outra para a superfície das membranas, a fim de garantir o suprimento de oxigênio, manter a biomassa em suspensão e auxiliar a não acumular sólidos na superfície das membranas. A vazão de ar foi monitorada através de rotômetros instalados nas linhas de ar do lodo e da membrana sendo estas 10 L/min e 25 L/min, respectivamente. Para manter a faixa de concentração de oxigênio dissolvido estabelecida para cada fase, foi usado um controlador de oxigênio dissolvido em meio aquoso com sensor de luminescência (DS-NET, Policontrol). Este controlador estava ligado à uma válvula solenoide que abria e fechava a aeração do licor misto de acordo com os limites inferiores e superiores estabelecidos para cada fase.

Os valores de pH (Dosatronic pH 1200, marca Provitec), temperatura (termopar, NAKA 4-20 mA), Potencial Redox (Thermo Scientific – AquaSensors AnalogPlus) foram medidos e monitorados durante todo o período experimental por meio de sensores. A sucção do efluente tratado, ou seja, o permeado, foi feita por uma bomba peristáltica (O-P 5000 TX-D, marca Provitec), operando com ciclos de 9 minutos de filtração e 2 minutos de relaxamento, conectada ao manifold do cassete de membranas. Na linha de sucção foram instalados um sensor de vazão do tipo turbina com transmissor (Signet 2000) e um transmissor de pressão de -1 a 1 bar (Gulston – GTP 1000) ambos com sinal de saída de 4-20 mA. Todos esses instrumentos estavam conectados ao painel onde havia instalado um data logger (Field Logger, NOVUS) que registrava e armazenava esses dados com intervalo de 20 segundos e que posteriormente eram transferidos para o computador em arquivos formato Microsoft Excel®.

- **Módulo de Membranas**

O módulo de membranas utilizado foi do tipo placa-plana com membranas poliméricas de ultrafiltração (UF) de 0,1 μm , sintetizadas em Fluoreto de Vinilideno (PVDF) da marca SINAP®. Cada placa com 0,1 m^2 de área efetiva de membrana e as seguintes dimensões 22 x 32 x 0,6 cm (largura x comprimento x espessura). O cassete possuía 17 placas de membranas resultando em 1,8 m^2 de área útil de membrana.

- **Características do esgoto sanitário**

O esgoto utilizado para alimentar a unidade piloto foi oriundo da moradia estudantil e do restaurante universitário do campus São Paulo da USP e apresentou as características descritas na Tabela 2. Antes de ser encaminhado à unidade piloto foi submetido ao tratamento preliminar composto por uma grade mecanizada e caixa de areia de onde era bombeado para um tanque de armazenamento com capacidade de 1000L e transferido por gravidade à unidade piloto.

Tabela 2: Características do esgoto sanitário

Variáveis	Valores Obtidos
DQO _{total} (mg/L)	747±561 (30)
DBO _{5,20} (mg/L)	452±103 (19)
NTK (mg/L)	66±19 (48)
NH ₄ -N (mg/L)	46±10 (48)
P _{total} (mg/L)	5,2±1,0 (49)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	234±56 (53)
pH	7,0±0,3 (52)
Cor (UC)	657±558 (34)
Turbidez (UNT)	304±168 (43)

Como o esgoto gerado no restaurante universitário apresentava altas concentrações de gorduras, foi necessário adotar uma estratégia de coleta a fim de minimizar a quantidade de gordura encaminhada ao sistema piloto. O esgoto era bombeado para a caixa de armazenamento em horários de menor probabilidade de lançamento de efluente do restaurante universitário do preparo das refeições e lavagem da louça, sendo estes às 7h, 16h e 23h.

- **Monitoramento do Sistema**

Na Tabela 3 é apresentado o programa de monitoramento do reator. Com exceção dos parâmetros monitorados por sensores, os métodos analíticos utilizados estão descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th Edition* [13].

Tabela 3: Programa de monitoramento do reator

Variáveis	Unidade	Método
DBO ₅	mg/L	5210 - D
DQO total	mg/L	5220 - D
Série de sólidos	mg/L	2540
N-NTK	mgN/L	4500 - B
N-NH ₃ ⁻	mgN/L	4500 - B/C
N-NO ₂ ⁻	mgN/L	4110 - B
N-NO ₃ ⁻	mgN/L	4110 - B
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	2320 - B

- **Balanco de Material Nitrogenado**

O balanço de nitrogênio foi realizado de acordo com a metodologia usada por Yang *et al.* (2009). A remoção de nitrogênio via assimilação foi calculada usando a medida de NTK na biomassa por massa de SSV no licor misto (δ), Y observado (Yobs) e média de carga de DQO removida (ΔDQO), conforme as equações 1, 2 e 3, onde o NT da entrada foi quantificado em NTK e na saída representa a soma das frações NH₄⁺, NO₂⁻ e NO₃⁻.

$$\eta_{global} = \left(\frac{NT_{entrada} - NT_{saída}}{NT_{entrada}} \right) \cdot 100\% \quad (1)$$

$$\eta_{assimilação} = \left(\frac{Y_{obs} \Delta DQO.g}{NT_{entrada} - NT_{saída}} \right) \cdot 100\% \quad (2)$$

$$\eta_{NDS} = \left(\frac{NT_{entrada} - NT_{saída} - Y_{obs} \Delta DQO.g}{NT_{entrada} - NT_{saída}} \right) \cdot 100\% \quad (3)$$

Para obter a concentração de NTK por massa de SSV no licor misto foi utilizada a metodologia proposta por Melcer (2003) que determina a concentração de NTK na amostra de lodo total e solúvel, e calculada a partir da equação 4, o resultado é expresso em mgNTK/mgSSV.

$$\delta = \frac{NTK_{lodo\ total} - NTK_{lodo\ filtrado}}{[SSV]} \quad (4)$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

• Remoção de Material Orgânico

Na Tabela 4 são apresentados os valores médios de concentrações de DBO₅ e DQO no permeado e os valores de eficiência de remoção para as três fases. Os valores médios após o tratamento são relativamente baixos tanto para DBO₅ quanto para DQO em todas as fases independente das variações de concentração de OD. Em relação à eficiência de remoção, para DBO₅ os valores foram sempre maiores que 95% e para DQO entre 95% e 96%. Esses resultados demonstram que a capacidade de remoção de material orgânico não foi prejudicada em baixas concentrações de OD. Não houve diferença significativa na remoção de DBO₅ e DQO entre as fases.

Tabela 4: Valores de material orgânico no permeado e eficiências de remoção para as três fases.

Variável	DBO ₅ (mgO ₂ /L)			DQO (mgO ₂ /L)			Remoção DBO ₅			Remoção DQO		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Média	9	12	11	20	11	22	98%	97%	98%	95%	96%	95%
D. P.	4	3	2	9	8	8	1%	2%	1%	5%	5%	4%
C.V.	40%	25%	18%	46%	72%	37%	1%	2%	1%	5%	5%	4%
Máx	12	15	12	47	24	34	99%	98%	98%	99%	100%	98%
Mín.	4	8	8	12	1	11	97%	95%	97%	82%	89%	87%
n	6	4	4	11	6	8	6	4	4	11	6	8

• Remoção de Turbidez

Os resultados de turbidez no esgoto bruto e no permeado após o tratamento estão expressos na Tabela 5. Pode-se observar que os valores de turbidez no permeado são extremamente baixos, sempre menores que 0,51 UNT durante todo o período do experimento e com valores médios obtidos de 0,20, 0,26 e 0,32 para as Fases I, II e III respectivamente. Estes resultados eram esperados, uma vez que as membranas formam uma barreira absoluta de retenção de sólidos em BRMS. Os valores obtidos demonstram que as membranas estiveram íntegras e efetivas durante todo o período de operação. Em caso de rompimento de uma ou mais membranas, seriam registrados maiores valores de turbidez ainda que de maneira pontual, permitindo identificar a ocorrência de problemas dessa natureza. Foi observado também que, independente das variações de turbidez na entrada do tratamento, a clarificação do efluente foi constante e efetiva durante todo o período.

Tabela 5: Valores de turbidez na entrada e no permeado do BRMS e sua eficiência de remoção.

Turbidez Fase	Entrada (UNT)			Permeado (UNT)			Eficiência (%)		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Média	316	300	253	0,20	0,26	0,32	99,9	99,9	99,9
D. P.	181	229	110	0,08	0,15	0,10	-	-	-
C.V.	57%	76%	43%	39%	55%	31%	-	-	-
Máx	604	891	448	0,30	0,51	0,50	99,9	99,9	99,9
Mín.	111	125	118	0,10	0,12	0,18	99,9	99,9	99,9
n	13	9	11	13	9	11	13	9	11

- **Remoção de Material Nitrogenado**

Na Tabela 6 estão os resultados obtidos referentes à concentração de nitrogênio no permeado nas Fases I, II e III e eficiências de remoção. Nota-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal e NTK, no permeado foram consideravelmente baixas até mesmo nas Fases II e III onde a concentração de OD foi reduzida.

Tabela 6: Valores de nitrogênio amoniacal e NTK no permeado e eficiências de remoção para as três fases.

Variável Fase	NTK (mg/L)			NH ₃ (mg/L)			Remoção de N-Total			Remoção de N-Amoniacal		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Média	9,8	6,0	3,4	5,2	1,3	1,9	33%	60%	50%	88%	97%	96%
D. P.	13,6	3,4	2,1	9,3	1,0	2,5	19%	15%	10%	21%	2%	6%
C.V.	139%	57%	62%	179%	81%	129%	59%	25%	20%	24%	2%	6%
Máx	44,8	12,9	8,4	28	3,9	8,4	75%	81%	71%	99%	99%	99%
Mín.	1,1	1,7	1,1	0	0,6	0,0	5%	35%	36%	37%	91%	81%
n	15	12	13	15	12	13	15	12	13	15	12	13

Foi observada estabilidade na remoção de nitrogênio amoniacal, indicando que esse processo não foi limitado pela baixa concentração de OD. Tal limitação seria esperada, uma vez que em condições de NDS as taxas de nitrificação são reduzidas devido à atividade aeróbia parcial [12].

Os resultados apresentados na Tabela 6 mostram que houve um aumento na remoção de nitrogênio total nas Fases II e III em relação à Fase I. O teste estatístico apontou diferença significativa dos valores obtidos ($p=0,0006$). Além disso, a remoção foi mais estável nas Fases II e III indicada pelos valores de coeficiente de variação e na Fase II foi observado maior valor médio de remoção. Houve acúmulo de nitrito nas Fases II e III (Tabela 7), o que é esperado quando existem baixas concentrações de OD no licor misto, uma vez que uma das formas de remoção de nitrogênio total é via nitrito, que utiliza menos material orgânico e energia para a conversão em N₂ quando comparado com a via de remoção por nitrato.

Os mecanismos responsáveis pela remoção de nitrogênio (assimilação e desnitrificação) foram identificados a partir do balanço de massa do material nitrogenado. Na Figura 2 observa-se que na Fase I, dos 33% removidos, 40% foram assimilados pela biomassa e 60% removidos via desnitrificação. Na Fase II, dos 60% removidos, 22% foram incorporados à biomassa e 78% foram removidos via NDS. Na Fase III, dos 50% removidos, 74% foram pelo mecanismo de NDS e 26% assimilados pela biomassa.

Tabela 7: Valores de nitrogênio amoniacal e NTK no permeado e eficiências de remoção.

Fase Variável	I			II			III		
	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NT
Média	32,2	0,7	42,0	19,0	1,4	25,3	27,3	2,0	31,6
D.P.	17,1	-	12,2	8,2	0,8	9,3	6,6	0,3	6,1
Máx	56,8	-	59,6	30,7	2,0	40,5	36,9	2,4	39,9
Mín	1,3	-	15,8	8,0	0,8	11,6	15,1	1,7	18,5
C.V.	53%	-	29	43%	58%	37	24%	12%	19
n	17	1	15	12	2	12	13	6	13

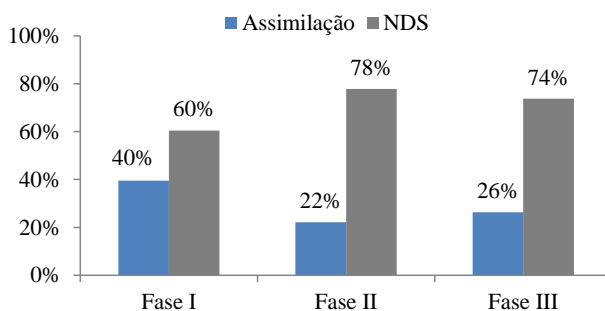


Figura 2: Porcentagem das vias de remoção de nitrogênio para as Fases I, II e III.

Ainda que o processo de desnitrificação não tenha se desenvolvido de forma completa, à partir desses dados nota-se a tendência esperada do aumento da remoção via NDS em menores concentrações de OD no reator.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que:

A remoção de material orgânico não foi afetada negativamente pelas condições operacionais estabelecidas e a diminuição da concentração de OD no licor misto;

As membranas estiveram íntegras e efetivas durante todo o período de estudo demonstrado a partir dos valores obtidos de turbidez no permeado sempre menores que 0,51 UNT;

O processo de remoção de nitrogênio amoniacal apresentou comportamento estável durante todo o período de operação, isto é, a ocorrência do processo não foi limitada mesmo em baixas concentrações de OD no licor misto;

Foi possível criar condições operacionais, a partir do rígido controle de OD no licor misto, para a ocorrência do processo NDS;

As Fases II e III apresentaram maior estabilidade na remoção de nitrogênio total e houve acúmulo de nitrito;

A remoção de nitrogênio via NDS foi aumentada em menores concentrações de OD;

A Fase II teve maior valor médio de remoção de nitrogênio total e amoniacal;

O processo de NDS não se estabeleceu por completo, possivelmente por não haver material orgânico disponível em quantidade suficiente nas zonas anóxicas;

Os resultados indicam que com a operação do sistema em concentração de OD de 0,8 mg/L (Fase II) foi possível alcançar valores de remoção de nitrogênio total satisfatórios sem apresentar um impacto negativo no desempenho das membranas, sendo esta concentração apontada como a mais adequada para a ocorrência do processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas em biorreatores de membranas submersas.

RECOMENDAÇÕES

Operar o BRMS sob concentração de OD de 0,8 mg/L por maior período que o desse trabalho;

Variar as relações A/M e C/N com a concentração de OD em 0,8 mg/L.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o CNPq pelo auxílio financeiro, a UFABC pela bolsa de Mestrado e ao Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Universidade de São Paulo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. Conjuntura. Recursos Hídricos no Brasil. 202 pp. 2009.
2. YOON, K.H., YEON, K.M., LEE, C.H., LEE, S.H., SWAMINATHAN, T. Biofilm structure and extracellular polymeric substances in low and high dissolved oxygen membrane bioreactors. *Separation Science and Technology*, 41 (7), 1213-1230, 2006.
3. BRICIU, R. D.; KOT-WASIK, A.; NAMIESNIK, J. Analytical challenges and recent advances in the determination of estrogens in water environments. *Journal of Chromatographic Science*, v. 47, p. 127-139, 2009.
4. BUENO, R. F. Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto. Dissertação de Mestrado da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2011.
5. MÜNCH, E.V.; LANT, P.A.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale 369 sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 30(2):277-284, 1996.
6. HELMER, C.; KUNST, S. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. *Science Technology*, 37(4-5):183-187, 1998.
7. MENOUD, P.; WONG, C. H.; ROBINSON, H. A.; FARQUHAR, A.; BARFORD, J. P.; BARTON, G. W. Simultaneous nitrification and denitrification using Siporax TM packing. *Water Science and Technology*, 40(4-5):153-160, 1999.
8. WANG, B.Z.; HE, S.B.; WANG, L.; LIU, S. Simultaneous nitrification and de-nitrification in MBR. *Water Science and Technology*, 52(10-11): 435-442, 2005.
9. MARTINS, A.M.P.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEN, J.J. Effect of dissolved oxygen concentration on the sludge settle ability. *Applied Microbiology Biotechnology*, 62, p. 586-593, 2003.
10. TIAN, W.; LI, W.; ZHANG, H.; KANG, X.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Limited filamentous bulking in order to enhance integrated nutrient removal and effluent quality. *Water Research*, 45, p. 4877 - 4884, 2011.
11. ZHANG, P.; ZHOU Q. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*. 1(1), 49-52, 2007.
12. METCALF & EDDY, Inc. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. McGraw-Hill International Education, 5ª ed., Porto Alegre, 2008p., 2016.
13. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. American Public Health Association, 2005.
14. MELCER, H. Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling. Water Environmental Research Foundation. IWA publishing, London, 2003.
15. HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics software package education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1):9pp, 2001.
16. PAETKAU, M., CICEK, N. Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification-denitrification membrane bioreactor. *Desalination*, v. 283, p. 165-168, 2011.
17. ARABI, S.; NAKHLA. G. Characterization of foulants in conventional and simultaneous nitrification and denitrification membrane bioreactors. *Separation and Purification Technology*. 69, p. 153-160, 2009.