**Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em biorreator com membranas submersas: Lodo de idade elevada e caracterização de depósitos.**

**Resumo:** Este estudo avaliou a influência da idade do lodo em biorreatores com membranas submersas em termos de nitrificação/desnitrificação e remoção de matéria orgânica. Foi utilizado um sistema de membranas submersas, em escala piloto, tratando esgoto doméstico. A concentração de oxigênio dissolvido foi mantida entre 0,5 e 1,5 mg/L. A concentração do Sólidos Suspensos no Licor Misto de (SSLM) do sistema variou de 1 a 4 g/L. O lodo foi mantido com idade de 25 dias. A eficiência do sistema foi avaliada por meio da remoção de matéria orgânica, quantificada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Carbono Orgânico Total (COT). A remoção de nitrogênio foi avaliada por meio da quantificação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Durante o período de partida do sistema, as eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio foram em torno de 80% e 35%, respectivamente. Após estabilização do sistema, a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio atingiu valores de 99% e 72%, respectivamente. Os resultados obtidos mostraram que o sistema de tratamento de esgoto doméstico por associação entre tratamento biológico e membranas foi capaz de remover matéria orgânica e promover a nitrificação e, eventualmente desnitrificação, produzindo permeado de alta qualidade.

**Palavras-chave**: Idade do lodo; Biorreator de membranas; Nitrificação; Remoção de matéria orgânica; Reúso.

**Nitrogen and organic matter removal in submerged membrane bioreactor: influence of high sludge age and fouling characterization**

**Abstract**: This paper studied the influence of sludge retention time (SRT) on submerged membrane bioreactor (MBR) in terms of nitrification/denitrification and organic matter removal. A pilot-scale MBR system treating domestic wastewater was operated with dissolved oxygen (DO) concentrations in the range of 0.5 to 1.5 mg/L, to promote adequate environmental conditions for nitrification and denitrification processes. In order to obtain a STR of 25 days, the concentration of mixed liquor suspended solids ranged between 1 and 4 g/L. System performance was evaluated by chemical oxygen demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD) and total organic carbon (TOC) removal, while nitrogen removal was evaluated by Kjeldahl total nitrogen, ammonium, nitrite and nitrate analysis. During system start-up, COD and total nitrogen removal efficiencies were around 80% and 35%, respectively. After stabilizing the aerobic and anoxic alternating conditions, COD and TN efficiencies reached 99% and 72%. Preliminary results has shown that the MBR system was able to remove organic matter and promote simultaneous nitrification and denitrification to produce a high quality permeate.

**Keywords**: Solid retention time; Membrane bioreactor; Nitrification; Organic matter removal; Reuse.

**1. INTRODUÇÃO**

O uso de tratamentos biológicos em conjunto com processos de separação por membranas, Biorreatores com Membranas (BRM), aplicados ao tratamento de esgoto doméstico é uma alternativa eficiente e economicamente viável para fornecer efluentes de excelente qualidade (HOINKIS *et al*., 2012).

Os sistemas BRM apresentam diversas vantagens sobre os sistemas convencionais de tratamento de esgoto doméstico, pois: são sistemas compactos; há possibilidade de operar o sistema com maior concentração de biomassa; há menor produção de lodo excedente; operação em baixa pressão de trabalho e o efluente gerado é de alta qualidade (JUDD, 2011; WEN *et al*., 2010; ROEST *et al*., 2006; SCHNEIDER & TSUTIYA, 2001).

No sistemas BRM, o tempo de detenção hidráulico independe do tempo de retenção celular ou idade do lodo e a biomassa pode ser selecionada de modo a aumentar a eficiência de biodegradação (WEN *et al*., 2010). A possibilidade de operação de sistemas biológicos com maior idade de lodo promove maior retenção de microrganismos com taxa de crescimento relativamente lenta, (como bactérias nitrificantes) o que aumenta a incidência de nitrificação. Por essa característica, observa-se a expansão da publicação de estudos recentes em tratamento de águas residuárias utilizando BRM com foco direcionado para remoção de nutrientes, como nitrogênio (TECK *et al*., 2009).

As formas mais comuns de nitrogênio em esgotos são amônia (NH3), íon amônio ($NH\_{4}^{+}$), nitrogênio gás (N2), nitrito ($NO\_{2}^{-}$), nitrato ($NO\_{3}^{-}$) e nitrogênio orgânico. No esgoto doméstico, cerca de 60% do nitrogênio está na forma amoniacal e 40% na forma de nitrogênio orgânico, a qual consiste em uma mistura complexa de amino ($NH\_{2}^{-}$) compostos, incluindo proteínas e aminoácidos presentes em dejetos humanos. O nitrogênio orgânico é facilmente convertido em amoniacal por via bacteriana de decomposição por processo de amonificação. O nitrato encontrado em águas naturais pode ainda ser decorrente de decomposição biológica da matéria orgânica nitrogenada (PIVELI & KATO, 2006; VON SPERLING, 1997).

Em caso de lançamento de despejos contendo elevadas concentrações de compostos nitrogenados, diversos efeitos adversos podem ocorrer nos corpos d’água, como eutrofização, toxicidade à biota e consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais na etapa de oxidação biológica (TIAN *et al*., 2011), desse modo alternativas de tratamento eficientes na remoção de nutrientes têm recebido crescente atenção.

Devido às diferentes condições ambientais requeridas por bactérias nitrificantes e desnitrificantes, a remoção total de nitrogênio em estações de tratamento de esgoto convencionais é comumente atingida em sistemas com dois estágios ou em reatores sequenciais em batelada, nos quais a nitrificação e desnitrificação são atingidas por separação temporal. No entanto, estudos recentes demonstram que estas duas importantes etapas podem ocorrer em um mesmo reator em sistemas de BRM. Esse processo é denominado Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS) (HE *et al*., 2009).

De modo geral, a NDS é baseada na formação de um núcleo anóxico no interior do floco biológico e uma região aeróbia na parte externa do floco. Para que essa estrutura de floco seja atingida em sistemas BMR, utiliza-se aeração intermitente (ARABI & NAKHLA, 2009) e a idade do lodo deve ser superior a 12 dias (FU et al., 2009) para que os flocos de lodo adquiram as características necessárias.

Existem vários fatores que influenciam a NDS em BRM tais como estrutura, tamanho, densidade e concentração dos flocos de lodo, tempo de detenção hidráulico, concentrações da mistura de sólidos suspensos, concentração de OD, relação Alimento/Microrganismo (A/M), relação Carbono/Nitrogênio (C/N) e pH. Esses parâmetros têm forte impacto na produção das substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbiológicos solúveis (SMP), os quais são reconhecidos por estimular a formação de depósito na superfície das membranas (BIELEFELDT, 2009; YANG *et al*., 2006; LEIKNES & ODEGAARD, 2002).

Estudos prévios mostraram o grande sucesso obtido na aplicação de sistemas BMR para remoção de nitrogênio de esgoto doméstico ou sintético, em escalas de laboratório, piloto e real. Contudo, informações sobre as comunidades nitrificantes em sistemas BMR e sua relação com a eficiência de nitrificação e as condições de operação (tais como as cargas de matéria orgânica e nitrogênio) ainda são escassas, especialmente em sistemas de tratamento em escala real tratando águas residuárias ou esgotos com alto teor de nitrogênio (VILLAIN & MARROT, 2013; ZUTHI *et al*., 2012).

Existe grande carência de estudos mais aprofundados para desvendar os mecanismos de reação em sistemas de BMR que operam sob condições de nitrificação e desnitrificação simultânea (HE *et al*., 2009), de modo que a formação de depósito seja reduzida e as membranas tenham maior vida útil . Desse modo, o entendimento dos mecanismos envolvidos no processo de nitrificação e desnitrificação simultânea precisam ser melhor compreendidos para que os sistemas de tratamentos sejam otimizados.

Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar a remoção de nitrogênio por NDS de esgoto doméstico por sistema de BRM, o qual operou com elevada idade do lodo e de forma aeróbia.

**2. MATERIAIS E MÉTODOS**

O sistema aeróbio de BRM em escala piloto, com volume total de 120 L, tratando esgoto doméstico, foi investigado por mais de 90 dias. O módulo de membranas de ultrafiltração foi em placa plana (*Martin System AG*) com 6,25 m2 de área útil e as membranas possuiam tamanho de poro menor que 0,1 µm. O cassete de membranas possuía aeradores acoplados a sua estrutura, vazão máxima de 130 L/h e dimensões de 42,3 x 28,9 x 80,5 cm (Figura 1). A razão entre os períodos de filtração e de relaxamento foi de 9:1 min/min.

A unidade piloto operou com oxigênio dissolvido e medição de pH controlados. A entrada de ar no reator foi controlada por uma válvula solenóide, mantendo a concentração de OD no reator entre 0,5 e 1,5 mg de O2/L. A concentração de oxigênio dissolvido no reator foi monitorada por sensor (Thermo Scientific OD). O pH foi corrigido para 7,0 com dosagem de solução de hidróxido de sódio por bomba dosadora. O monitoramento do potencial de óxido-redução (POR) foi realizado por sensor (Thermo Scientific Data Stick). Para este sensor, valores positivos indicam reações de oxidação e valores negativos indicam reações de redução. O POR foi utilizado para identificar se a atividade biológica encontrava-se em condição aeróbia, anaeróbia ou anóxica. Todos os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente. Foram utilizados também sensores para medir temperatura, pressão e vazão. Todos esses sensores foram conectados a um *data logger* para armazenar os parâmetros monitorados. Um esquema da unidade piloto pode ser observado na Figura 1.



**Figura 1.** Esquema da unidade piloto de BMR.

Durante a operação, o controle de depósito foi feito de modo contínuo, com cisalhamento causado por passagem de ar, relaxamento de sucção das membranas e limpeza química semanal com solução de hipoclorito de sódio (500 mg/L). A integridade das membranas foi averiguada por monitoramento da turbidez do efluente e decaimento da pressão operacional.

A partida do sistema durou cerca de 35 dias. O lodo utilizado como inóculo foi obtido a partir do descarte de lodo de outra planta piloto de lodos ativados tratando o mesmo esgoto doméstico.

Para avaliar partículas presentes no permeado, a turbidez foi monitorada com uso de turbidímetro (Marca HACH, modelo 2100Q). O monitoramento para controle do desempenho da unidade piloto foi feito por meio da coleta e análise de amostras para avaliar parâmetros como demanda biológica de oxigênio (Marca Aqualytic, Oxi Direct) e carbono orgânico total (SHIMADZU).

A quantificação de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) e das substâncias poliméricas solúveis (SPS), presentes na mistura de biomassa do reator, foram quantificadas de acordo com métodologia apresentada por Judd ( 2011).

As análises de demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl, fósforo total e série de sólidos na biomassa seguiram metodologia preconizada pelo livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

A concentração de biomassa é um importante parâmetro para mensurar a capacidade do tratamento biológico e estabilidade dos sistemas BRM (CHEN, LIU, & XIE, 2012). Dessa forma, a concentração de biomassa para lodo com idade de 25 dias foi mantida em torno de 2.800 mg/L, para que os microrganismos fossem capazes de realizar desnitrificação.

Esse estudo foi dividido em duas etapas: partida do sistema e operação com lodo de idade de 25 dias. O tempo de retenção hidráulica foi de 6,5 horas.

O fluxo das membranas, J, foi calculado de acordo com a Equação 1.

$J= \frac{Q\_{p}}{A\_{m}}$ (1)

Na qual J é o fluxo das membranas (L/m2.h), Qp representa a vazão de permeado (L/h) e Am a área útil de separação das membranas (m2). A taxa de formação de depósito (Tf) foi determinada em função da permeabilidade das membranas (Jp) (Equações 2 e 3).

$J\_{p}= \frac{J}{∆P\_{t}}$(2)

$T\_{f}= \frac{J\_{p}}{∆t}$ (3)

Nas quais, Jp é o fluxo de permeado (L /m2.h), ΔPt a pressão de operação (bar) e $∆$t o tempo de sucção de permeado (dias) (JUDD, 2011).

**3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

**3.1. Condições gerais do experimento e remoção de matéria orgânica**

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros médios para caracterizar a qualidade da alimentação e do permeado, características do lodo e condições operacionais do sistema.

**Tabela 1**. Caracterização do efluente durante a etapa de partida do sistema.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Parâmetros** | Ponto de Amostragem | **Unidade** |
|  | Alimentação | Permeado |  |
| DQO | 586,8 ± 26 | 30,5 ± 21 | mg O2/L |
| NH3-N | 54,6 ± 7,3 | 5,3 ± 5,4 | mg N/L |
| NT | 85,0 ± 24,1 | 16,1 ± 11,1 | mg N/L |
| P-total | 6,3 ± 0,6 | 4,3 ± 1,1 | mg P/L |
| Características do lodo |
| SPS | 683 | mg COT/g SSV |
| SPE | 18,9 | mg COT/g SSV |
| Condições de operação das membranas |
| Fluxo padronizado (20ºC) | 4,9 ± 0,9 | LMH |
| Permeabilidade (20ºC) | 43,0 ± 32,2 | LMH/bar |
| Taxa de *Fouling* | 7,4 ± 3,0 | L/m2.h.bar.d |

A eficiência de remoção de fósforo variou entre 23 e 34%, valores típicos para sistemas de lodos ativados sem adição de produtos químicos.

Durante os períodos de partida e de operação do sistema, a eficiência de remoção de DQO foi sempre superior a 50%,. O declínio da eficiência de remoção de DQO foi observado a partir de 45 dias de operação (Figura 2).

**Figura 2.** Eficiência de Remoção de DQO.

A concentração média de DQO na alimentação do sistema foi de 625,7 mg/L e no permeado, de 89,2 mg/L. Os autores Arabi e Nakhla (2009), verificaram 96% de eficiência de remoção de DQO por sistema de BRM operando em condições de NDS. Enquanto os autores
Chen *et al*., (2012) relataram 75% de eficiência de remoção de DQO, sendo a concentração afluente em torno de 200 mg/L para esgoto doméstico. Esses relatos da literatura confirmam a capacidade de remoção de matéria orgânica para sistemas de BRM e corroboram os resultados obtidos para o presente estudo.

Quanto à remoção de DBO, os ensaios resultaram eficiência de remoção em torno de 95% para uma concentração inicial de 260 mg/L.

As análises de carbono orgânico total (COT) revelaram concentração média de 61 mg/L de COT no afluente e de 15 mg/L no permeado. Na Figura 3 pode ser observado o comportamento da eficência de remoção de COT pelo sistema de BRM durante o período de monitoramento.

**Figura 3.** Eficiência de Remoção de COT.

Ao observar a Figura 3, verifica-se perda na eficieência de remoção de COT após cerca de 30 dias de operação. Atribui-se tal comportamento à elevada idade do lodo durante a operação. Em relatos de Chen *et al*. (2012) verificou-se que os valores para COT aumentaram no permeado para operação com idade de lodo superior a 40 dias. O aumento do COT sugere o acúmulo de substâncias microbiológicas solúveis de baixa degradabilidade, ou seja, a parcela solúvel das substâncias poliméricas extracelulares.

Após 45 dias de operação, o sistema passou a operar em condição de NDS. Concomitante a isso, a remoção de DQO foi comprometida por geração desordenada de espuma, acarretando em perda de grande quantidade de biomassa do sistema, afetando a assimilação da matéria orgânica pelos microrganismos (Figura 4).



**Figura 4.** Formação de espuma no sistema.

A formação de espuma mais densa e escurecida em reatores aeróbios é também conhecida como *Bulking* ou *Foaming*. Diversos autores reportam a presença de espuma como um dos principais problemas dos sistemas de tratamento biológico aerado como lodos ativados (NAESSENS *et al*., 2012) e BRM (TIAN *et al*. 2011; HE *et al*., 2009).

A espuma amarronzada, como mouse de chocolate é característica de instalações que operam em condições de nitrificação e desnitrificação simultânea, bem como de sistemas com lodos de elevada idade. Espumas mais escuras indicam baixas concentrações de oxigênio e/ou presença de compostos complexos como tintas e corantes (WEF, 2006).

**3.2. Remoção de nitrogênio por nitrificação e desnitrificação simultânea**

Para que ocorra a NDS, é necessário que haja uma zona anóxica e uma zona aeróbia no floco de lodo. De um modo geral, o nitrogênio orgânico é hidrolisado e se forma nitrogênio amoniacal. O nitrogênio amoniacal é convertido a nitrito ($NO\_{2}^{-}$) e, em seguida, a nitrato ($NO\_{3}^{-}$), sob condições aeróbias. O nitrato é convertido a nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas, e é liberado para a atmosfera como gás, essa etapa é denominada desnitrificação. Para a NDS, é necessário que esse ciclo coexista entre as muitas espécies de microrganismos em BRM. Para que houvessem condições aeróbias e anóxicas no reator, houve controle da concentração de OD.

A concentração média de nitrogênio amoniacal no afluente e no permeado foi de 51,7 mg/L e 7,5 mg/L, respectivamente. Para nitrogênio total as concentrações médias na alimentação e permeado foram de 75,0 mg/L e 12,0 mg/L, respectivamente.

Na Figura 5 podem ser observados os dados de eficiência de remoção de nitrogênio total em função da concentração de oxigênio dissolvido OD.

**Figura 5.** Remoção de nitrogênio total e variação da concentração de OD.

Ao observar a Figura 5, é possível notar que após atingir as condições estacionárias, (em aproximadamente 50 dias de operação) a concentração de OD manteve-se na faixa entre 0,5 e 1,5 mg/L (lado direito da Figura 5). Tais condições tornaram possível a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea, resultando em elevada eficiência de remoção de nitrogênio total, pois a faixa de OD selecionada é um fator decisivo no balanço entre NDS no sistema (CHEN *et al*., 2012). Os autores He *et al*. (2009) confirmaram que para nitrificação a concentração de OD deve ser mantida acima de 1,5 mg/L e para desnitrificação abaixo de
0,8 mg/L.

Com a idade do lodo de 25 dias, acredita-se que as bactérias autotróficas puderam se proliferar, proporcionando o crescimento de bactérias nitrificantes. Adicionalmente, a baixa produção de lodo em sistemas que operam com elevada idade, resulta em menor competição entre bactérias nitrificantes e outros microrganismos heterotróficos, o que possibilita maior consumo de nitrogênio (CHEN et al., 2012).

Para avaliar as condições anóxicas no reator, o potencial de óxido-redução (POR) foi monitorado. A remoção de nitrogênio total e as variações do POR podem ser observados na Figura 6.

**Figura 6.** Eficiência de Remoção de Nitrogênio Total em relação ao POR

Ao observar a Figura 6, verifica-se que após cerca de 30 dias de operação, quando a condição de NDS teve início, os dados de POR mantiveram-se entre -1 e 0, indicando que as condições de oxidação e redução estavam se alternando e possibilitando a NDS. A ocorrência de NDS é confirmada com base na elevada eficiência de remoção de nitrogênio total, após 30 dias de operação.

**3.3. Propensão ao depósito**

Para o sistema de BRM avaliado, a concentração média de SPE foi de
115 mg COT/L e de substâncias celulares solúveis foi de 45 mg COT/L. Os valores típicos para substâncias celulares solúveis em BRM estão na faixa de 25 a 50 mg COT/L (Koseoglu et al., 2008) e, para SPE, estão na faixa de 30 a 120 mg COT/L (JUDD, 2011). Assim, os valores verificados para a unidade piloto avaliada estão em acordo com o relatado na literatura.

Alguns autores, como Judd (2011), acreditam que a formação de depósito nas membranas esteja associada ao material polimérico excretado por biomassa jovem. No entanto, pesquisas recentes verificaram bons resultados obtidos para lodos com idade entre 8 e 10 dias (WEF, 2006b). Para lodos com idade superior a 40 dias, o aumento da concentração de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) poderia ser atribuído ao fato de a respiração endógena ser dominante e aumentar o número de organismos mortos. O aumento de microrganismos mortos e os polímeros intracelulares originados pela lise celular e secreção poderiam representar o aumento da SPE (CHEN *et al*., 2012).

**3.4. Produção de permeado pelo cassete de membranas**

A produção de permeado foi quantificada com o auxílio de sensores, com base na avaliação do fluxo de permeado pelas membranas, para uma vazão média de
30 L/h.

Na Figura 7 estão os dados de permeabilidade e pressão transmembrana verificados durante o período de operação do sistema.

**Figura 7.** Variações de permeabilidade e Pressão Transmembrana.

Verifica-se que, em torno de 30 dias de operação (Figura 7), quando a condição de NDS sismultânea teve início, houve queda acentuada da permeabilidade, de 100 para 20 L/h.m2.bar. Esta redução, pode ser atribuida ao impacto sofrido pela biomassa quando houve mudança nas condições do reator (como a limitação de oxigênio, para que a NDS fosse promovida). O impacto sofrido pela biomassa manifestou-se em incidentes de espuma (Figura 4), o que teve forte influência na perda de produção de permeado pelas membranas.

A pressão transmembrana (Figura 7) variou de 0,04 bar a 0,3 bar. A causa do aumento de pressão transmembrana pode ser atribuída à formação de depósito, por isso, sempre que foi registrado pressão superior a 0,3 bar realizou-se limpeza química das membranas com solução de hipoclorito de sódio.

Devido à maior viscosidade do lodo, a permeabilidade em sistemas óxidos/anóxicos tem se mostrado pior que em sistemas de BRM que operam sem NDS, pois maiores concentrações de oxigênio dissolvido resultam em melhor filtrabilidade e menor taxa de depósito (ARABI & NAKHLA, 2009).

**4. CONCLUSÕES**

Os resultados obtidos nesse estudo demostram que a operação de sistemas de BRM é viável sob condições de NDS, pois ficou demostrado que a unidade piloto pôde operar com elevada idade de lodo, assegurando elevada eficiência para remoção de matéria orgânica. Durante o estudo, a eficiência de remoção de DQO e nitrogênio total foi maior que 90% e 80%, respectivamente, sob condições de NDS.

O permeado produzido teve excelente qualidade e com a elevada remoção de nitrogênio total, o efuente possui elevado potencial para reúso em diversos fins.

Embora essa configuração de operação seja bastante eficiente, desafios operacionais como controle da espuma e a garantia de elevada produção de permeado pelas membranas ainda existem, pois em decorrência das condições de operação pode haver proliferação de microrganismos como as bactérias filamentosas. Desse modo, faz-se necessário mais estudos voltados para NDS em BRM para completo entendimento do precesso.

**AGRADECIMENTOS**

Os autores gostariam de expressar sua gratidão à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (2013/06821-6) e FINEP pelo suporte financeiro e ao CIRRA pela estrutura fornecida.

**REFERÊNCIAS**

APHA, AWWA, WPCF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** 20th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C., 1995.

ARABI, S.; NAKHLA, G. Characterization of foulants in conventional and simultaneous nitrification and denitrification membrane bioreactors. **Separation and Purification Technology**, v. 69, n. 2, p. 153–160, 2009.

BIELEFELDT, A. R. **Water Treatment, Indsutrial**: Applied Microbiology: Industrial. University of Colorado, USA, p. 569-586, 2009.

CHEN, W.; LIU, J.; XIE, F. Identification of the moderate SRT for reliable operation in MBR. **Desalination**, v. 286, p. 263 – 267, 2012.

FU, Z.; YANG, F.; ZHOU, F.; XUE, Y. Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. **Bioresource technology**, v. 100, n. 1, p. 136–41, 2009.

HE, S.; XUE, G.; WANG, B. Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v. 168, n. 2-3, p. 704–10, 2009.

HOINKS, J.; DEOWAN, S. A.; PANTEN, V.; FIGOLI, A.; HUANG, R. R.; DRIOLI, E. Membrane Bioreactor (MBR) Technology – APromising Approach for Industrial Water Reuse. **Procedia Engineering**, v. 33, p. 234-241, 2012.

JUDD, S. **The MBR Book**. 2a ed. Oxford. UK: Elsevier, 2011. 526 p.

KOSEOGLU, H.; YIGIT, N. O.; IVERSEN, V.; et al. Effects of several different flux enhancing chemicals on filterability and fouling reduction of membrane bioreactor (MBR) mixed liquors. **Journal of Membrane Science**, v. 320, n. 1-2, p. 57–64, 2008.

LEIKNES, T.; ODEGAARD, H.The development of a biofilm membrane bioreactor. **Desalination**, p. 135-143, 2002.

NAESSENS, W.; MAERE, T. NOPENS, I. Critical review of membrane bioreactor models – Part 1: Biokinetic and filtration models. **Bioresource Technology**, vol. 122, p. 95 – 106, 2012.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição**: aspectos físico-químicos. Rio de Janeiro, ABES, 285 p. 2006.

ROEST, H. F.; LAWRENCE, D. P.; BENTEM, A. G. N. **Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment**. London, UK: IWA Publishing, 2006, 141 p.

SCHNEIDER, R. P. e TSUTIYA, M. T. **Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reúso**.1ª Ed, Editora ABES, São Paulo, SP, 2001.

SPERLING, V. **Princípios e tratamento biológico de águas residuárias**: lodos ativados. UFMG/Belo Horizonte. 1997. 428 p.

TAN, T. W.; NG, H. Y. Influence of mixed liquor recycle ratio and dissolved oxygen on performance of pre-denitrification submerged membrane bioreactors. **Water Research**. 2007.

TECK, H. C.; LOONG, K. S.; SUN, D. D.; LECKIE, J. O. Influence of a prolonged solid retention time environment on nitrification/denitrification and sludge production in a submerged membrane bioreactor. **Desalination**, (245), 28–43, 2009.

TIAN, W.-D.; LI, W.-G.; ZHANG, H.; KANG, X.-R.; LOOSDRECHT, M. C. M. VAN. Limited filamentous bulking in order to enhance integrated nutrient removal and effluent quality. **Water research**, v. 45, n. 16, p. 4877–84, 2011. Elsevier Ltd.

VILLAIN, M. AND MARROT, B. Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions. **Bioresource Technology**, (128) 134–144, 2013.

WEF – Water Environment Federation. **Biological Nutrient Removal (BNR)** Operation in Wastewater treatment Plants: WEF Manual of Practice, no. 29. WEF Press McGraw-Hill, New York, NY. 2006.

WEF – Water Environment Federation. **Membrnane Systems for Wastewater Treatment**, WEF Press McGraw-Hill, New York, NY. 2006. b.

WEN, G.; MA, J.; ZHANG, L. **Membrane Bioreactor in Water Treatment**, p. 195–209, 2010.

WU, Y. J.; WHANG, L. M.; CHANG, M. Y.; FUKUSHIMA, T.; LEE, Y. C.; CHENG, S. S.; HSU, S. F.; CHANG, C. H.; SHEN, W.; YANG, C. Y.; FU, R.; TSAI, T. Y. Impact of food to microorganism (F/M) ratio and colloidal chemical oxygen demand on nitrification performance of a full-scale membrane bioreactor treating thin film transistor liquid crystal display wastewater. **Bioresource Technology**, (141), 35–40, 2013.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. **Journal of Membrane Science**, v. 270, n. 1-2, p. 201–211, 2006.

ZUTHI, M. F. R.; NGO, H. H.; GUO, W. S. Modelling bioprocesses and membrane fouling in membrane bioreactor (MBR): A review towards finding an integrated model framework. **Bioresource Technology**, 122, 119–129, 2012.