

I-157 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO VIA NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA (NDS) EM BIORREATORES COM MEMBRANAS SUBMERSAS (BRMs)

Marina Victorette Silva

Engenheira Ambiental pelo Centro Universitário Senac. Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental na 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.

José Carlos Mierzwa

Professor da Universidade de São Paulo. Pesquisador do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água (CIRRA) da Universidade de São Paulo. Pós-doutorado na Escola de Engenharia e Ciências Aplicadas de Harvard.

Ivanildo Hespanhol

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

Izabela Major Barbosa

Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Doutoranda em Engenharia Hidráulica e Sanitária na 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

Biorreatores com Membranas Submersas (BRMs) são, atualmente, reconhecidos como opção viável para o tratamento de esgotos sanitários e o reúso de águas. Apesar disso, a tecnologia é geralmente vista como um investimento de alto risco quando comparado a sistemas convencionais de tratamento de esgoto, sobretudo pelo maior gasto energético com aeração do sistema. Porém, quando BRMs são operados sob condições específicas para nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), existe a possibilidade de se obter um efluente de elevada qualidade com menor custo quando comparado à configuração convencional, devido a menor necessidade de aeração. Nesse sentido, a operação do sistema de BRMs com o processo de NDS pode aumentar a utilização desta tecnologia no tratamento de esgoto sanitário. Este projeto de pesquisa tem por objetivo avaliar os impactos da remoção de nitrogênio via NDS na operação de BRMs tratando esgotos sanitários, visando caracterizar o efeito deste processo no *fouling* do sistema de membranas. A linha de tratamento é composta por um reator BRMs, operado em duas fases caracterizadas pela concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração. O sistema operou com uma vazão média de $18,2 \pm 3,4$ L/h que corresponde a uma taxa de fluxo (a 20°C) de $9 \pm 1,6$ L/m².h e permeabilidade média de 974 ± 535 L/m².h.bar. Alcançou elevada eficiência em remoção de turbidez, 98% e $89 \pm 7\%$ de eficiências médias para DQO e DBO e $89 \pm 10\%$ para NO₃⁻, $75 \pm 7\%$ N-NH₃ e $79 \pm 8\%$, NKT. Os resultados apresentados são preliminares, correspondentes ao início da operação do sistema. Diante disso nota-se que o módulo de membranas operou em boas condições durante o período, e que o sistema é capaz de produzir um efluente de elevada qualidade em relação à remoção de material orgânico, turbidez, e nitrogênio.

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

INTRODUÇÃO

A crescente produção e, conseqüente, descarte de esgoto bruto, tratado ou parcialmente tratado, nos corpos d'água representam grande preocupação, principalmente, em áreas densamente povoadas onde o esgoto é o efluente produzido em maior volume. Além de conter carga orgânica, o esgoto possui diversas substâncias

poluentes, inclusive compostos orgânicos que podem causar danos à saúde do ser humano e de outros animais (YOON *et al.*, 2006; BRICIU *et al.*, 2009).

Os esgotos apresentam grandes concentrações de nutrientes, como o nitrogênio. Esta é uma importante preocupação em termos de tratamento de esgotos, exigindo tratamento avançado quando se tem lançamento em situações mais restritivas (BUENO, 2011). Segundo Hirata *et al.* (2009), o íon nitrato, (NO_3^-) proveniente de dejetos humanos pode causar contaminação extensa e persistente em aquíferos freáticos.

A remoção de nitrogênio no tratamento biológico de esgotos sanitários baseia-se no processo onde o nitrogênio oxidado (nitrato) serve como aceptor de elétrons para a utilização do carbono orgânico, sendo convertido, ao final do processo, em nitrogênio gasoso (N_2). No sistema convencional de remoção de nitrogênio, para que este processo ocorra, é necessário que hajam condições ambientais diferentes, uma vez que o processo de nitrificação é realizado por bactérias autotróficas aeróbias, enquanto que a desnitrificação ocorre devido à presença de bactérias heterotróficas anóxicas. Desta forma, os sistemas convencionais requerem uma fase separada com um volume anóxico para que ocorra a desnitrificação. Nesta configuração é utilizado apenas uma fração do potencial de desnitrificação (PDn), ou seja, o nitrogênio equivalente ao potencial de carbono orgânico biodegradável e sua eficiência é limitada pela quantidade de nitrogênio oxidado (nitrato) introduzido no volume anóxico (ARTAN *et al.*, 2004).

Nas últimas duas décadas vários estudos demonstraram que esses dois processos importantes de remoção de nitrogênio total (nitrificação e desnitrificação) podem ocorrer simultaneamente no mesmo reator (MÜNCH *et al.*, 1996; HELMER; HAO, 1998; MENOUD *et al.*, 1999; WANG *et al.*, 2005), sendo denominado de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS). A principal hipótese para a NDS é que o floco pode conter ambas as zonas aeróbicas e anóxicas de modo que ambos os processos de nitrificação e desnitrificação possam ser sustentados nos flocos presentes nos biorreatores. O oxigênio e os substratos dissolvidos que estão fora do floco difundem para a zona aeróbia e, dependendo da concentração de oxigênio dissolvido e de amônia, o oxigênio pode se esgotar dentro do floco, assim, o oxigênio dissolvido, não consegue penetrar em toda a profundidade do floco. O nitrato produzido pela nitrificação na zona aeróbia consegue difundir para o interior da zona anóxica, juntamente com o substrato, de modo que a desnitrificação possa ocorrer o interior do floco. Neste contexto, comparado com o processo convencional de remoção de nitrogênio, a NDS apresenta várias vantagens por uma série de razões: I) elimina a necessidade de operar o sistema com dois tanques em séries para obter condições ambientais diferentes, reduzindo o tamanho da estação e simplificando a operação; II) toda matéria orgânica biodegradável do afluente torna-se disponível como PDn, uma vez que o processo de desnitrificação ocorre em todo o volume do reator; III) utiliza menos fonte de carbono (22 - 40%) reduzindo a produção de lodo em até 30% (TURK; MAVINIC, 1987); IV) consome menos energia devido a redução da necessidade de aeração (HOCAOGLU *et al.*, 2011).

Embora, teoricamente, 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 do sistema 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 (MARTINS *et al.*, 2003; TIAN *et al.*, 2011). 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 de BRMs. Biorreatores com Membranas Submersas são, atualmente, reconhecidos como opção viável para melhorar o tratamento de esgotos sanitários e implementar o reúso de águas residuárias (MELINA *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2011). A tecnologia refere-se à combinação de um processo biológico, geralmente um sistema de lodos ativados, e outro de separação por membranas de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF). Diferente do Sistema Convencional de Lodos Ativados (SCLA), onde as propriedades de formação e sedimentação do lodo são relevantes, a principal força motriz para a seleção da biomassa nos Biorreatores com Membranas é sua capacidade de remoção de poluentes específicos de águas residuárias. Diante do fato que o sistema pode ser operado com elevadas concentrações de biomassa (12 – 15 g SST/L) e idade do lodo, é possível obter um consórcio microbiano altamente especializado resultando em um efluente de alta qualidade.

Apesar do processo NDS não ser uma descoberta recente, sua aplicação em conjunto com o sistema de BRMs é ainda pouco documentada, haja vista que este sistema é considerado uma tecnologia emergente de tratamento de esgotos sanitários. Contudo, as características dos BRMs são particularmente adequadas para aplicação do

processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas devido a sua capacidade de reter os microrganismos de crescimento lento, como as bactérias nitrificantes, e a baixa eficiência de transferência de oxigênio como consequência da elevada concentração de biomassa.

Alguns estudos têm demonstrado que os BRMs são capazes de remover com sucesso nitrogênio via NDS. Entretanto, o foco destes estudos, em geral, está sempre relacionado com as eficiências de remoção de nitrogênio e matéria orgânica. Pesquisas quantificando o efeito exato que a NDS tem sobre a operação do sistema BRMs com diferentes condições de operação são escassos e controversos. Alguns estudos reportaram piores condições de filtrabilidade do lodo de sistemas anóxicos/aeróbios. Por outro lado, Xue *et al.* (2009) demonstraram que a concentração de DQO solúvel, como indicador de concentração de Substâncias Microbianas Solúveis (SMP) e principal composto responsável pelo *fouling*, diminuiu de 37 mg/L, quando a concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) era de 3,4 mg O₂/L, para 27 mg/L quando a concentração de OD foi reduzida para 0,9 mg O₂/L. De fato, conforme ressalta Arabi e Nakhla (2009), a extensão do efeito da NDS no processo de separação por membranas em biorreatores tratando esgoto sanitário, precisa ainda ser avaliado para que a operação do sistema nesta condição não tenha um impacto negativo no desempenho global da tecnologia de BRMs.

O objetivo principal deste trabalho é avaliar o impacto da remoção de nitrogênio via Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas na operação de Biorreatores de Membranas Submersas (BRMs) tratando esgotos sanitários, visando caracterizar o efeito deste processo no *fouling* do sistema de membranas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Procedimento experimental e condição de operação

O fluxograma da unidade piloto encontra-se apresentado na Figura 1. A unidade piloto foi alimentada com esgoto sanitário, o qual passou por um tratamento preliminar, composto por grade mecânica e desarenação. Após o tratamento preliminar, o esgoto era armazenado em um tanque de equalização e transferido para o sistema de BRMs por gravidade. O reator utilizado nesta pesquisa possui volume útil de 150 litros. O sistema de membranas foi operado na condição de fluxo constante, sendo a variação da Pressão Transmembrana (PTM) monitorada como indicativo da taxa de *fouling*. O procedimento físico adotado para o controle de *fouling*, além da aeração das membranas, é o relaxamento. A cada nove minutos de filtração, a bomba de permeado é desligada automaticamente por 1,5 minuto. Além disso, quando a PTM atinge 0,4 bar as membranas são submetidas a uma limpeza química para recuperação da permeabilidade inicial encerrando, assim, um ciclo completo de operação.

Após atingir condições estáveis de operação em relação à concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração, o sistema BRMs será operado em duas fases, apresentadas na Tabela 2, sendo estas caracterizadas pela concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração. Na primeira fase o sistema está operando com uma concentração de oxigênio entre 2,0 e 2,5 mg O₂/L, caracterizando o sistema convencional de BRMs, enquanto que na segunda fase a concentração será mantida entre 0,3 e 0,8 mg O₂/L, na qual ocorrerá o processo de NDS. Além disso, cada fase foi dividida em duas etapas, onde será possível avaliar a influência da idade do lodo nos processos biológicos e o efeito no sistema de membranas. Tendo em vista a existência de diferentes concentrações de sólidos para cada etapa, os dados relacionados ao *fouling* serão normalizados em função da concentração de sólidos em suspensão para cada etapa.

A aeração no reator biológico é intermitente, sendo o controle da concentração de oxigênio dissolvido realizado por meio de uma válvula solenóide ligada ao medidor/controlador de oxigênio dissolvido.

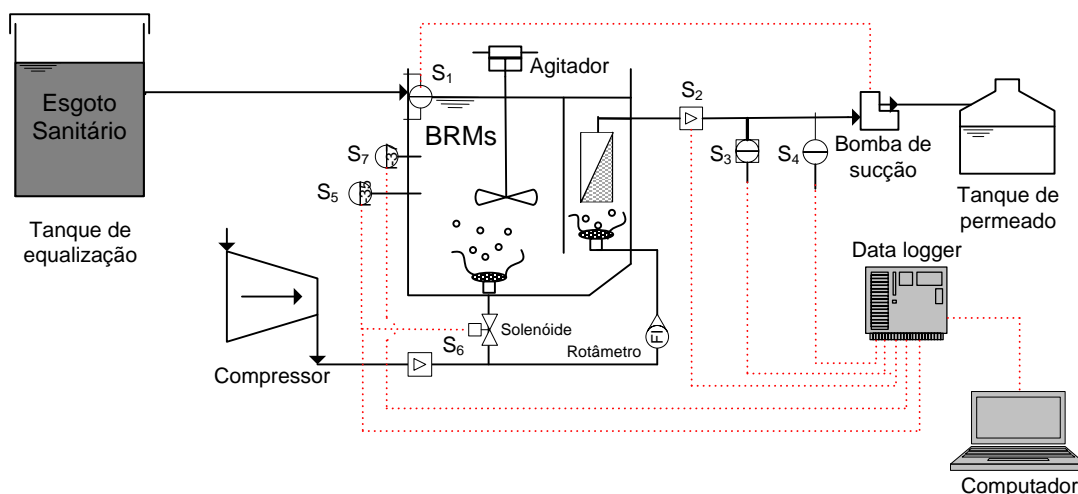


Figura 1: Fluxograma da unidade piloto, onde: S₁ – sensor de nível; S₂ – sensor de vazão de permeado; S₃ – sensor de pressão; S₄ – sensor de temperatura; S₅ – sonda e controlador de oxigênio dissolvido; S₆ – Sensor de vazão de ar e; S₇ – Sensor ORP.

Tabela 1: Procedimento experimental adotado para o sistema de BRMs.

Fase	Etapas	Concentração de OD no tanque de aeração (mg/L)	Tempo de Operação ¹
1	1	2,0 – 2,5	2 meses
	2	2,0 – 2,5	2 meses
2	3	0,3 – 0,8	2 meses
	4	0,3 – 0,8	2 meses

¹Tempo referente a operação em condições estacionárias em relação a concentração de sólidos suspensos no reator. ²Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração.

Módulos de Membranas

O módulo de membrana utilizado é do tipo placa-plana com membranas poliméricas de UF, sendo sintetizadas em Fluoreto de Vinilideno (PVDF). A estrutura física do cassete de membranas é feita de aço inox com dois difusores na base para distribuição uniforme do ar na superfície das membranas (SUBTIL *et al.*, 2012). O cassete tem capacidade para 17 placas de membranas resultando em 1,8 m² de área útil de membrana.

Monitoramento do sistema

Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros monitorados durante todas as etapas e a frequência de análises. Com exceção dos parâmetros monitorados por sensores e daqueles relacionados ao *fouling*, os métodos analíticos utilizados estão descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21th Edition (APHA, 2005).

Tabela 2: Programa de monitoramento nos reatores.

Variáveis	Unidade	Afluente	Lodo	Efluente
Temperatura	°C	-	Online	-
REDOX	mV	-	Online	-
Turbidez	NTU	2x semana	-	2x semana
DBO	mg/L	1x semana	-	1x semana
DQO	mg/L	2x semana	-	2x semana
Série de sólidos	mg/L	2x semana	2x semana	-
N-NTK	mgN/L	2x semana	-	2x semana
N-NH ₃ ⁻	mgN/L	2x semana	-	2x semana
N-NO ₂ ⁻	mgN/L	2x semana	-	2x semana
N-NO ₃ ⁻	mgN/L	2x semana	-	2x semana
P-PO ₄ total	mgP/L	1x semana	-	1x semana

RESULTADOS

Os resultados apresentados foram obtidos durante a fase I, ou seja, operando em condições de lodos ativados convencional. Os dados foram compilados em médias das determinações obtidas durante o período do estudo e tratados por meio de estatística descritiva básica e são apresentados a seguir.

Os dados apresentados na tabela 3 correspondem ao desempenho do módulo de membranas. Durante o período avaliado o sistema operou com uma vazão média de $18,2 \pm 3,4$ L/h o que corresponde a uma taxa de fluxo (a 20°C) de $9 \pm 1,6$ L/m².h. A pressão transmembrana manteve-se sempre abaixo de 0,082 bar, resultando em uma permeabilidade média (a 20°C) de 974 ± 535 L/m².h.bar, este valor encontra-se acima do apresentado na especificação do fabricante de 515 L/m².h.bar.

Tabela 3: Características de operação do módulo de membranas

	Variação	Média	C.V.
Pressão Transmembrana (bar)	0,001 - 0,082	$0,011 \pm 0,011$	102%
Fluxo a 20°C (L/m ² .h)	3,3 - 18,2	$9,0 \pm 1,6$	18%
Permeabilidade a 20°C (L/m ² .h.bar)	60 - 7.687	974 ± 535	55%
Vazão (L/h)	7,0 - 36,8	$18,2 \pm 3,4$	18%

Em relação ao desempenho do biorreator em qualidade do efluente final, um importante resultado obtido foi eficiência de 100% de remoção de turbidez, conforme descrito na tabela 4. Este vem a ser um importante parâmetro por fornecer um indicativo da elevada qualidade do efluente do BRMs e mostrar que a separação de sólidos foi efetiva durante todo o período, independente das variações de qualidade do afluente.

Tabela 4: Características do esgoto bruto e do efluente tratado pelo BRMs.

	Turbidez (UT)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	NKT (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	N- orgânico (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)
Esgoto (mg/L)	333 ± 255	731 ± 424	497 ± 34	93 ± 20	67 ± 14	26 ± 11	6,5 ± 0,7
Permeado (mg/L)	0,4 ± 0,1	62 ± 28	9 ± 1	18 ± 5	16 ± 5	2 ± 1	5 ± 0,4
Eficiência (%)	100	89 ± 7	98	79 ± 8	75 ± 7	89 ± 10	24 ± 4

A remoção de matéria orgânica também foi avaliada no período estudado. Conforme apresentado na tabela 4, foram obtidas eficiências de 98% e 89 ± 7% para DQO e DBO respectivamente. O efluente final apresentou baixas concentrações de DBO remanescente, próximo a 9 mg/L. Esses resultados foram atingidos sob condições de operação de SSTA de 2907 ± 1200 mg/L.

Quanto à remoção de nutrientes, foi atingida eficiência de 89 ± 10% para nitrogênio orgânico, enquanto que a fração amoniacal atingiu 75 ± 7% e nitrogênio total kjeldahl 79 ± 8%, como mostra a figura 2. As concentrações no efluente final mantiveram-se estáveis mesmo com variações no afluente. O efluente final apresentou baixos valores médios de concentração de nitrogênio sendo estes 18 ± 5 mg/L, 16 ± 5 mg/L, 2 ± 1 mg/L para NKT, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico respectivamente. A concentração de fósforo total no afluente foi de 5 ± 0,4 mg/L, com eficiência de remoção de 24 ± 4%.

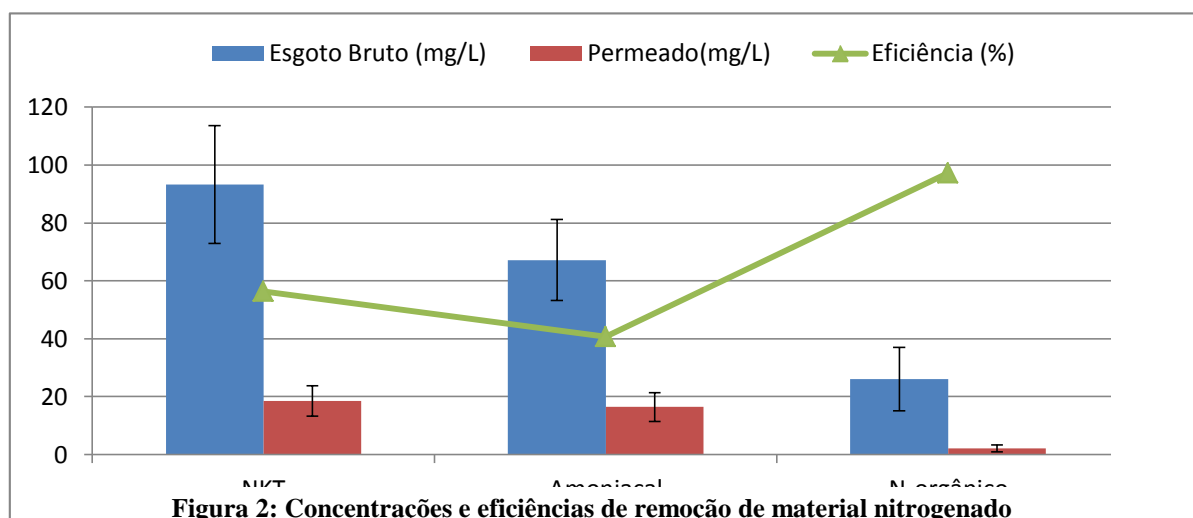


Figura 2: Concentrações e eficiências de remoção de material nitrogenado

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados são preliminares, correspondentes ao início da operação do sistema. Diante disso, pode-se concluir que o módulo de membranas operou em boas condições durante o período, indicadas pelos valores de pressão transmembrana, fluxo e permeabilidade. O sistema é capaz de produzir um efluente de elevada qualidade em relação à remoção de material orgânico, turbidez, e nitrogênio. Espera-se alcançar maiores eficiências com a continuidade do estudo em condições mais estáveis de operação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. American Public Health Association, 2005.
2. JUDD, S. The MBR book: principles and applications of Membrane Bioreactors in water and wastewater treatment. Elsevier ed., Oxford, UK, 2006.
3. MORGAN, J.W.; FORSTER, C.F.; EVISON, L.M. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges. Water Research. 6, p. 743–750, 1990.
4. SUBTIL, E.L.; MIERZWA, J.C.; SILVA, M.C.C.; HESPANHOL, I. Assessment Performance of Conventional Membrane Bioreactor (C-MBR) and Biofilm Membrane Bioreactor (BF-MBR) Fed With Domestic Wastewater Reference. In: IWA 3rd Regional Conference on Membrane Technology, Argentina, 2012.
5. SWEITY, A.; YING, W.; ALI-SHTAYEH, M.S.; YANG, F.; BICK, A.; ORON, G.; HERZBERG, M. Relation between EPS adherence, viscoelastic properties, and MBR operation: Biofouling study with QCM-D. Water Research, 45, p. 6430 e 6440, 2011.
6. 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. WANG, Z.; WU, Z.; TANG, S. Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor. Water Research, 43, 2504 – 2512, 2009.
7. WANG, Z.; MEI, X.; WU, Z.; YE, S.; YANG, D. Effects of biopolymer discharge from MBR mixture on sludge characteristics and membrane fouling. Chemical Engineering Journal, 2012.