



AUMENTO DA EFICIÊNCIA EM REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM ETEs COM USO DE MODELAGEM

Glênio da Luz L. Júnior⁽¹⁾

Mestre em Água e Saneamento Urbano (Engenharia Sanitária) – Com Distinção (IHE Delft - Holanda). Cursou Especialização em Operação e Manutenção do Sistema de Esgoto (JICA – Japão); Pós-graduação em Gestão de Pessoas (PUCRS); Pós-graduação em Estrutural em Concreto Armado (IESPLAN); MBA Executivo em Gestão Empresarial (INPG); e Bacharel em Engenharia Civil (IESPLAN). Funcionário da CAESB desde 2006, atualmente, como Superintendente de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Francisco Rubio Rincón⁽²⁾

Doutor em Engenharia Sanitária (IHE Delft - Holanda). Graduado em Engenharia Civil, possui experiência em empresas e projetos no México e no exterior. Atualmente, atua como Senior Lecturer em Engenharia Sanitária no IHE Delft.

Damir Brdjanovic⁽³⁾

PhD em Engenharia Sanitária e Ambiental. Atualmente, é Professor de Engenharia Sanitária no IHE Delft Institute for Water Education (Holanda), onde lidera pesquisas e programas educacionais voltados para o Saneamento Inclusivo em Escala Urbana (Citywide Inclusive Sanitation - CWIS). Recebeu o IWA Publishing Award por suas contribuições significativas às atividades de publicação da International Water Association.

Carlos Lopez Vazquez⁽⁴⁾

Doutor em Biotecnologia Ambiental (cum laude) (Delft University of Technology e IHE Delft - Holanda). Mestre (cum laude) em Ciências da Água, com especialização em Tratamento de Águas Residuais, e Bacharel em Engenharia Civil pela Universidade Autônoma do Estado do México. Atualmente, é Professor Associado de Engenharia Sanitária no IHE Delft.

Endereço⁽¹⁾: CAESB Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Av. Sibipiruna, 13/21, Águas Claras - DF, 71928-720, Brasil. - e-mail: gleniojunior@caesb.df.gov.br.

RESUMO

Para atender aos padrões de efluentes cada vez mais rigorosos, muitas plantas em todo o mundo devem ser modificadas para atender às limitações de descarga de nutrientes. Para enfrentar essa questão, a presente pesquisa foi realizada na estação de tratamento de esgoto (ETE) Gama, localizada no Distrito Federal, Brasil, com vazão atual de 15.000 m³.dia-1. O processo biológico de tratamento consiste em reatores UASB seguido de lodo ativado com um processo de Bardenpho de 5 estágios. O objetivo principal deste estudo foi avaliar a influência de condições de contorno, como a escassez de carbono, e a configuração e aspectos operacionais nos processos de remoção biológica de nutrientes (RBN). Os dados de entradas para o processo de modelagem vieram do banco de dados histórico médio de um ano e de uma campanha de amostragem de 6 dias. A partir do modelo validado, foram desenvolvidos 2 cenários para comparação com a configuração inicialmente projetada para a planta (Cenário-1); e proposição de melhorias (Cenário-2). Com base nos resultados, foram realizadas algumas melhorias operacionais na ETE estudada. Através da fase de modelagem, concluiu-se que: (1) a escassez de carbono apresentou o maior problema para a RBN, seguida pelo excesso de aeração e intrusão de O₂ e NO₃ na zona anaeróbia do reator; (2) para o cenário aprimorado, foram propostas as seguintes mudanças operacionais: aumento do desvio de esgoto bruto de 41% para 90%, aumento da recirculação interna de 2,95 para 4 vezes a vazão de entrada (Q_a) e redução de OD de até 5,4 para ~2,4 mgO₂.L-1; (3) Com as alterações sugeridas, a redução da PT no efluente foi de -16% (0,82 a 0,69 mg.L-1) e de -55% (26,6 a 11,8 mg.L-1) no efluente final.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo ativado; Bardenpho; remoção biológica de nutrientes; limitação de carbono; modelagem; estação de tratamento de águas residuais.

INTRODUÇÃO

A crescente demanda por água potável, juntamente com um suprimento limitado de fontes de água em todo o mundo, tem demandado a necessidade de aprimorar os métodos de tratamento de efluentes (Garg e Joshi, 2015). Além disso, devido a regulamentações mais rígidas para limitar as descargas de nutrientes em efluentes,



várias plantas precisam ser melhoradas no Brasil, bem como em outros países em desenvolvimento, para atender aos padrões mais rigorosos em seus efluentes (Dantas, et al., 2022). Nesse cenário, o tratamento de efluentes com remoção biológica de nutrientes têm um papel importante na conservação dos mananciais, dada a possibilidade de gerar processos eutróficos em corpos receptores. Além disso, o grande número de variáveis envolvidas no processo de remoção biológica de nutrientes, como: separação adequada de zonas, recirculação interna e de lodo, taxa de oxigenação, disponibilidade de carbono, idade do lodo etc., traz considerável complexidade operacional (Wentzel e Ekama, 1997).

Neste contexto, a modelagem matemática fornece uma solução robusta tanto para o projeto como para a operação de estações de tratamento de esgoto (Sarkar, et al., 2010). No entanto, a falta ou dificuldade em obter dados históricos de plantas existentes, bem como a falta de expertise para projetar e operar sistemas com RBN, que ainda são um problema nos países em desenvolvimento (Shi, et al., 2008), também gera um ambiente que demanda estudos que lancem luz sobre esses temas.

Para enfrentar esses desafios, utilizou-se como referência deste estudo a ETE Gama, localizada na cidade do Gama, Distrito Federal – Brasil, que opera com sistema de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) seguido de lodos ativados (LA), cujo processo de RBN não vinha operando conforme projetado. A eficiência de remoção de fósforo (P) estava abaixo do previsto, levando à necessidade de uso de produtos químicos (sulfato de alumínio) para atender aos padrões de remoção desse poluente. Também foram detectados alguns problemas na remoção de nitrogênio (N), o que vem gerando uma ineficiência no processo de desnitrificação. Para lidar com essas questões, um modelo matemático foi criado para fazer um diagnóstico e propor algumas otimizações para a planta estudada.

Figura 1: Vista superior ETE Gama (Fonte: Caesb)



OBJETIVOS

O objetivo geral da presente pesquisa foi conhecer os mecanismos bioquímicos envolvidos no processo de RBN aplicado em escala real, e aumentar a conscientização sobre a influência das condições de contorno sobre eles. Incluindo a influência do pré-tratamento anaeróbio nas características do afluente do processo de RBN, e consequentemente a sua eficiência global. Para tanto, foi avaliado a influência da escassez de fonte de carbono (oriundas do efluente do UASB) e os efeitos da configuração e das condições operacionais, como a fracionamento das zonas anaeróbia (ANA), anóxica (ANOX) e aeróbica (AER), a recirculação de lodo (RL), e recirculação interna, também chamada de recirculação de nitrato (RN), o oxigênio dissolvido (OD) e a porcentagem de *bypass* de esgoto bruto para sistema de LA, nos processos bioquímicos da RBN.

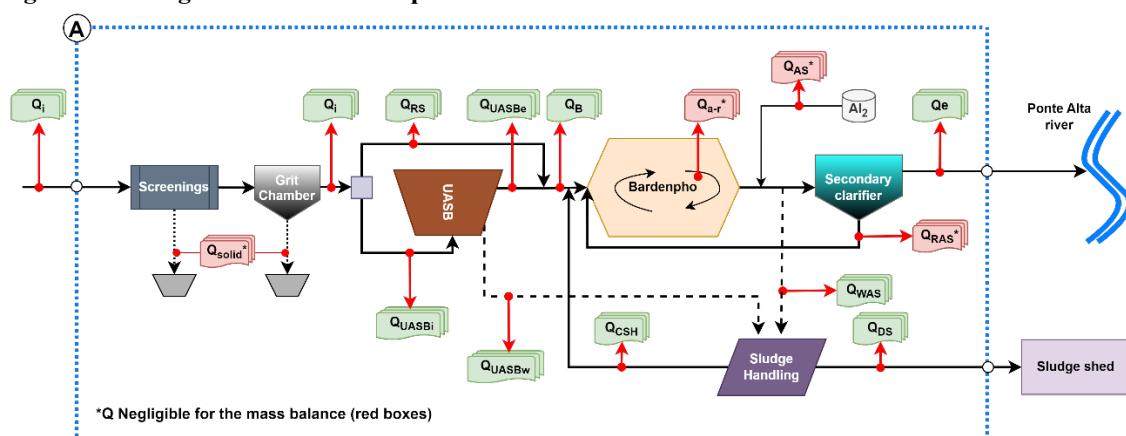
Complementarmente, com base nos resultados obtidos, objetiva-se desenvolver um conjunto de procedimentos operacionais, com o auxílio de ferramentas de modelagem, a fim de melhorar a eficiência na remoção de nutrientes da ETE estudada.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi dividida em fase de modelagem e de estudo. O objetivo da fase de modelagem foi fazer um diagnóstico da ETE Gama e construir um modelo calibrado e validado do sistema de lodos ativados. Com base nos resultados adquiridos na etapa de modelagem, iniciou-se a fase de estudo. Além da análise do processo atual e das questões existentes na estação de tratamento, foram desenvolvidos diferentes cenários para o aprimoramento do processo de RBN a partir do modelo calibrado e validado. Finalmente, com base nos resultados do cenário aprimorado, algumas melhorias operacionais foram feitas na planta e os resultados foram analisados e relatados.

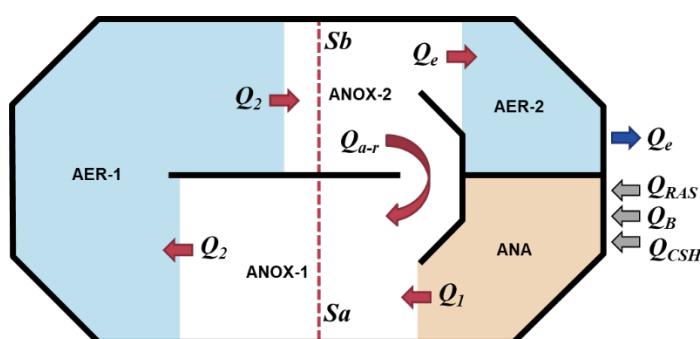
A ETE Gama, administrada pela CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, possui a capacidade de $28.339 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, que atualmente recebe cerca de 53% ($15.000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) da vazão do projeto, principalmente águas residuais municipais. A planta é formada por dois trens paralelos, com a seguinte configuração para cada um: 2 reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) \rightarrow 1 lodo ativado (Bardenpho 5 Estágios) \rightarrow 2 decantadores secundários (DS). Para potencializar a remoção de fósforo, foi feito um tratamento químico adicional com a adição de sulfato de alumínio ($0,90 \text{ kg Al/kg P}$) antes do DS. O volume de cada reator Bardenpho é de 17.500 m^3 , a área total do DS é de 810 m^2 . Durante a pesquisa, a planta funcionava com 4 reatores UASB que alimentam apenas um trem do processo de LA. A temperatura média do afluente é de 26°C .

Figura 2: Fluxograma ETE Gama - pontos de coleta de amostras



O afluente para o Bardenpho de 5 estágios é composto pela mistura de efluente UASB e bypass de esgoto bruto (Q_2) e retorno de clarificado da desidratação de lodo (Q_{CSH}). O reator biológico possui 5 estágios dispostos da seguinte forma: anaeróbio \rightarrow 1º anóxico \rightarrow 1º aeróbio \rightarrow 2º anóxico \rightarrow 2º aeróbio. No entanto, como pode ser visto em Figura 3, a recirculação de nitrato (RN) vem da 2ª para a 1ª zona anóxica (ANOX), em vez da configuração tradicional, onde o fluxo é da 1ª aeróbia para a 1ª anóxica. A oxigenação das áreas aeradas é feita através de difusores tubulares com membrana de bolha fina.

Figura 3: Esquema de fluxo/vazão do reator Bardenpho de 5 Estágios – ETE Gama





Fase de modelagem

A fase de modelagem seguiu a recomendação proposta pelo protocolo STOWA (Hulsbeek, et al., 2002), associado ao procedimento sugerido por Brdjanovic, et al. (2015) e algumas adaptações devido a limitações gerais da planta, conforme descrito neste tópico. A estrutura principal do protocolo é formada basicamente para as oito etapas a seguir: (1) Formulação de objetivos; (2) Descrição do processo; (3) Coleta e validação de dados; (4) Estrutura do modelo; (5) Caracterização dos fluxos; (6) Calibração; (7) Validação; e (8) Estudo (Hulsbeek, et al., 2002).

Coleta e verificação de dados

Nesta fase, todas as informações disponíveis sobre a planta foram coletadas do banco de dados da CAESB e verificadas por meio do cálculo de balanços de massa de fluxos e fósforo. Os dados utilizados no modelo foram baseados em medições feitas em 2021. Essa escolha foi motivada por ter sido a mais estável nos últimos três anos. Além disso, a campanha de amostragem de 6 dias foi realizada para alimentar e calibrar o modelo, além dos dados históricos disponíveis. Foi realizado em janeiro de 2023, onde foram coletadas amostras compostas de 24 horas nos principais pontos operacionais (ver Figura 2).

Frações afluentes

O cálculo das frações da DQO, nitrogênio e fósforo nos afluentes do reator, que incluem esgoto bruto (bypass), efluente dos UASBs e retorno do clarificado da desidratação de lodo (CSH_c), seguiu o protocolo STOWA (Hulsbeek, et al., 2002, Roeleveld e van Loosdrecht, 2002). Além disso, devido a limitações técnicas, a fração de ácidos graxos voláteis (AGV) e acetato foram assumidos de acordo com a literatura para situação semelhante da planta em estudo (Brdjanovic, 2012, Chen, et al., 2020). Os AGV foram considerados como 0,06, 0,08 e 0,00 do DQO_{TOTAL}, para esgoto bruto, efluente UASB e CSH, respectivamente.

Vazões e taxas

De forma análoga ao procedimento realizado para os parâmetros, as vazões foram definidas com base nos dados históricos disponíveis e nas medições realizadas durante a campanha de amostragem. Além disso, foi feito um balanço de fluxo de acordo com o fluxograma apresentado em Figura 2 a fim de verificar a consistência das informações e avaliar eventuais erros de medição.

Idade do Lodo (SRT)

De acordo com Meijer, et al. (2001), para garantir a boa confiabilidade do modelo, a precisão da Idade do Lodo utilizado na simulação deve ser superior a 95%. Assim, para garantir uma maior taxa de acurácia, a SRT foi calculado de acordo com a equação clássica Equação (1) foi verificada com base no balanço de massa de fósforo, proposto por Puig, et al. (2008), de acordo com as equações Equação (2) e Equação (3):

$$SRT = \frac{V_{reactor}}{Q_{WAS}} \quad \text{Equação (1)}$$

$$SRT_{OUTPUTS} = \frac{V_{reactor} \times TP_{TSS,reactor}}{(Q_{WAS} \times TP_{TSS,WAS}) + (Q_e \times TP_{TSS,e}) + (Q_{DS} \times TP_{TSS,DE})} \quad \text{Equação (2)}$$

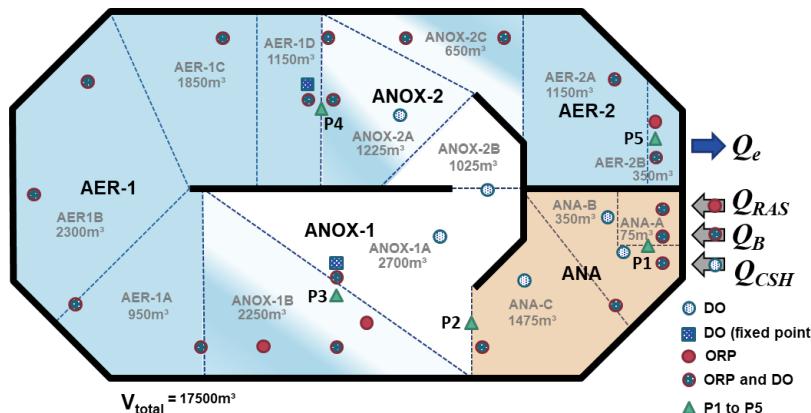
$$SRT_{INPUTS} = \frac{V_{reactor} \times TP_{TSS,reactor}}{(Q_i \times TP_i) - (Q_{WAS} \times PO_{4_{wass}}) - (Q_e \times PO_{4_e}) - (Q_{DS} \times PO_{4_{DS}})} \quad \text{Equação (3)}$$

Comportamento do reator

Para avaliar o comportamento do reator Bardenpho de 5 estágios, foram utilizadas duas fontes de dados. Primeiramente, os dados históricos de cinco pontos: o afluente principal (Q_B), no final da fase anaeróbia (ANA), no meio do ANOX-1, no final do AER-1 e no final do AER-2 (P1 a P5, respectivamente - Figura 4). Os parâmetros monitorados nesses pontos foram: alcalinidade, pH, ortofosfato, nitrato e amônia. Adicionalmente, os perfis de Oxigênio Dissolvido (OD) e Potencial de Oxidação-Redução (ORP), feitos

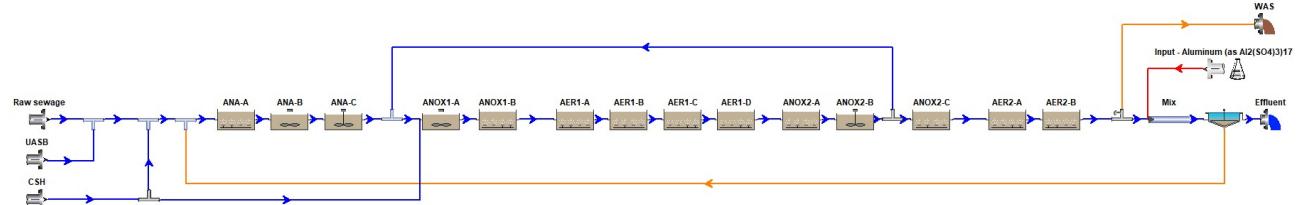
durante a campanha de amostragem, com o auxílio de medidores portáteis. Para traçar um perfil o mais realista possível, essas medições foram feitas sobre o tanque de acordo com Figura 4. Com base nas medições de OD e ORP foi possível dividir cada zona em subzonas (Figura 4).

Figura 4: ETAR do reator AS Gama – pontos de monitorização operacional, OD e ORP



A hidrodinâmica do reator apresenta alguns curtos-circuitos que resultam em comportamento diferente do que foi projetado, resultando em alto OD em ANOXs. Além disso, a adição de OD na ANA, gerada pela turbulência na entrada do efluente, também pode ser medida. Por fim, após todas essas considerações, o modelo foi feito conforme mostrado em Figura 5.

Figura 5: Modelo final (modelo Biowin®)



Calibração e validação

Na fase de calibração, alguns parâmetros cinéticos e estequiométricos foram alterados heuristicamente a fim de convergir os resultados do modelo para os valores médios medidos no período histórico escolhido (2021). Para a fase de validação, o modelo calibrado foi simulado utilizando os dados de julho de 2021, por ser este o mês mais seco do ano, consequentemente, com uma diferença importante para os parâmetros médios anuais utilizados durante o processo de calibração do modelo.

Fase de estudo

Cenários

Nesta fase, foram criados 2 cenários diferentes a partir do modelo validado, com o objetivo de avaliar o processo BNR e propor melhorias. As premissas para a construção desses cenários foram avaliar a configuração original da estação de tratamento, a influência das condições de contorno no sistema LA (Cenário-1); e a otimização do processo BNR, e a viabilidade operacional da configuração proposta (Cenário-2). As principais diferenças entre cada cenário podem ser vistas na Tabela 1.

O cenário-1 foi avaliar a influência da configuração das zonas e da concentração de OD no reator, esses parâmetros foram ajustados de acordo com o projeto inicial da planta. O OD nos tanques aeróbios foi fixado em $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$ e as zonas foram ajustadas. Considerando a situação atual, onde os ANOXs são influenciados pelos curtos-circuitos e pela super aeração, a razão entre o volume nas zonas ANA, ANOX e AER foi de 9/21/70%, respectivamente. Por outro lado, para a configuração projetada (Cenário-1), foi calculada uma proporção de 11/37/52%. Além disso, a influência da disponibilidade de carbono foi avaliada no Cenário-1 por



meio de seis diferentes níveis de disponibilidade de carbono, obtidos pelo ajuste da razão esgoto bruto/UASBe na mistura (variando de 50/50 a 0/100). Esses ajustes aumentaram a disponibilidade de DBO afluente de 195 para 307 mg.L⁻¹ (Figura 7).

Tabela 1 – Resumo da descrição dos cenários

Nome	Zonas	OD [mg.L ⁻¹]	Esgoto bruto / UASBe [%]	Al ₂ SO ₄ [kg Al/kg P]	RL [x Q _a]	RN [x Q _a]
Modelo calibrado	CS	2.0/6.0	41/59	0.90	1.19	2.95
Cenário 1	AP	1.5/1.5	41/59	0.00	1.19	2.95
Cenário 1.1 a 1.6	AP	1.5/1.5	50/50 até 0/100	0.00	1.19	2.95
Cenário 2	AP	2.5/2.0	90/10	0.00	1.25	4

CS = Situação atual (ANA, ANOX e AER são 9/21/70%, respectivamente)

AP = De acordo com o projetado (ANA, ANOX e AER são 11/37/52%, respectivamente)

Q_a = Vazão afluente

RL = Recirculação de lodo do DS

RN = Recirculação de nitrato (recirculação interna)

No Cenário-2, procurou-se otimizar o BNR, dentro das premissas previamente estipuladas. Portanto, como mostrado em Tabela 1, os parâmetros operacionais foram gerenciados com o objetivo de aprimorar o BNR.

Todos os exames laboratoriais foram realizados no laboratório da CAESB, seguindo *Standard Methods* (William, et al., 2023). Também é importante enfatizar que todas as simulações foram executadas em estado estático.

RESULTADOS

Parâmetros operacionais

Idade do lodo

Da formulação clássica (equação Equação (1)), com base nas variáveis hidráulicas, o valor calculado para a idade do lodo foi de 20 dias. Enquanto isso, considerando o balanço de massa de fósforo, ambas as formulações (equação Equação (2) e Equação (3)) convergiram para 22 dias. Assim, considerando a imprecisão da formulação clássica, devido à flutuação na concentração de sólidos (Meijer, et al., 2001), bem como a possibilidade de erros de medição, adotou-se o valor calculado pelo balanço de massa de P.

Caracterização de afluentes

Os parâmetros utilizados no modelo para o Esgoto Bruto, efluente dos UASBs e do retorno do clarificado da desidratação de lodo (CSH_e), bem como o desvio padrão, cujo banco de dados foi utilizado como referência, são apresentados em Tabela 2. Como pode ser visto, o DQO, DBO₅ e SST no esgoto bruto são 64%, 78% e 69% maiores, respectivamente, em comparação com o UASBe. Em contraste, o NH₄ na UASBe é cerca de 24% maior do que a concentração medida no esgoto bruto.

Tabela 2 – Parâmetros de afluentes – Esgoto bruto, efluente UASB e CSH

Parâmetro	Unidade	Esgoto bruto	UASB ef.	CSH ef.
DBO ₅	mg.L ⁻¹	294 \pm 89	65,2 \pm 4,8	120 \pm 00
DBO ₂₀ ^a	mg.L ⁻¹	438 \pm 00	77,6 \pm 00	138 \pm 00
DQO	mg.L ⁻¹	543 \pm 240	194 \pm 77,1	374 \pm 278
NT	mg N.L ⁻¹	61,0 \pm 9,7	61,0 \pm 10,3	60,0 \pm 14,6
PT	mg P.L ⁻¹	6,2 \pm 1,4	6,5 \pm 1,8	16,9 \pm 10
N-NH ₃ ^a	mg N.L ⁻¹	35,9 \pm 3,4	47,2 \pm 3,7	15,9 \pm 12,3
pH	-	7,4 \pm 0,2	7,2 \pm 0,2	9,9 \pm 1,5
Alcalinidade	mmol.L ⁻¹	3,7 \pm 0,6	5,95 \pm 0,9	3,0 \pm 1,28
SSI	mg SS.L ⁻¹	70 \pm 55	22 \pm 18	301 \pm 237



SST	mg.L ⁻¹	224 \pm 100	68,8 \pm 46,1	535 \pm 420
------------	--------------------	---------------	-----------------	---------------

^a Parâmetro coletado durante a campanha de amostragem.

Modelagem, calibração/validação

Em relação ao processo de calibração, todos os parâmetros estão dentro da faixa estipulada na literatura (Hulsbeek, et al., 2002), no entanto, alguns estavam mais distantes dos valores iniciais propostos pela Biowin®. Parâmetros μ_{maxA} e K_{NH4} , por exemplo, foram definidos como 0,34 L.d⁻¹ e 0,49 mgN.L⁻¹, respectivamente. Essas alterações foram necessárias para ajustar a amônia no efluente. Além disso, o parâmetro K_s , que foi ajustado para 40,5 mgDQO.L⁻¹, foi modificado para a correção de DBO e DQO. Além disso, os outros parâmetros alterados foram: Y_{OHO} = 0,625; $i_{p,endog}$ = 0,03 mgP/mgDQO; $b_{aerob,A}$ = 0,19 d⁻¹; μ_{maxH} = 5,0 d⁻¹; e $b_{aerob,H}$ = 0,65 d⁻¹.

Comparando a média dos valores medidos em 2021 com os valores do modelo calibrado, os principais parâmetros alcançaram uma diferença entre (\pm) 0% a 6%, exceto para Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), e SST onde foi observada a diferença de 19 e 11%, respectivamente. A menor acurácia observada no NTK pode ser devido à simplificação do ASM2d quanto ao uso de um conjunto de frações N para ajustar tanto as frações afluentes quanto as AS (Brdjanovic, et al., 2015).

Tabela 3 – Resultados de efluentes – Medidos vs. Modelo (Base de dados: 2021)

Parâmetro	Unidade	Medido [2021]	Modelo TRS 22	Diferença TRS 22
Q_a	m ³ .d ⁻¹		13,464	
NH₄	mgN.L ⁻¹	2,5 \pm 2,0	2.5	0%
NO₃	mgN.L ⁻¹	20,0 \pm 2,8	21.2	6%
NTK	mgN.L ⁻¹	6,2 \pm 0,9	5.1	-19%
NT	mgN.L ⁻¹	26,6 \pm 4,7	26.5	0%
PO₄	mgP.L ⁻¹	0,50 \pm 0,27	0.52	4%
PT	mgP.L ⁻¹	0,82 \pm 0,48	0.80	-3%
SST	mg.L ⁻¹	8,2 \pm 7,8	7.3	-11%
DQO_{total}	mg.L ⁻¹	27,1 \pm 10,2	27.8	3%
DBO_{total}	mg.L ⁻¹	4,2 \pm 2,0	4.2	0%
SST_{reator}	mg.L ⁻¹	2.987 \pm 251	3,008	1%

Para o processo de validação, executado com os dados de julho de 2021, o desvio alcançado para NH₄, NO₃, NTK, NT, PT, DQO_{total} e SST_{reator}, foi de -1%, 0%, 2%, 1%, -3%, 17% e -7%, respectivamente. Esses resultados sugerem que o modelo calibrado representa o comportamento da planta com boa precisão, mesmo em diferentes condições operacionais.

Desenvolvimento de cenários

As comparações entre a situação atual e os Cenários-1, 1.5 e 2 são mostradas em Figura 6. No Cenário-1, onde o arranjo das zonas e as concentrações de OD foram ajustados conforme projetado, apesar de um aumento de 53% na amônia, devido à redução do OD, e o NT no efluente diminuiu 16%. Fazendo a mesma comparação para PT e PO₄, no Cenário-1, onde o produto químico adicionado para remover o P foi retirado, e a disponibilidade de DBO foi mantida a mesma, a concentração de PT e PO₄ no efluente aumentou drasticamente (505% e 870%, respectivamente).

Comparando os seis cenários executados no Cenário-1.1 com o 1.6 (Figura 7), onde foi avaliada a influência da disponibilidade de carbono no afluente, enquanto o NT caiu 28% e o NO₃ reduziu 53%; a amônia e o NTK aumentaram de 34% e 23%, respectivamente. Em relação à PT e PO₄, a concentração no efluente de ambas diminuiu 93% e 98%, respectivamente. O Cenário-1.5 foi escolhido como referência para o desenvolvimento do Cenário-2 por ter sido o primeiro a atingir as metas de liberação de P, N e NH₄ estipuladas pela superintendência operacional da CAESB (< 1, 15 e 5 mg.L⁻¹, respectivamente).

No cenário aprimorado (Cenário-2), em relação à concentração de fósforo no efluente, o Cenário-2 apresentou uma concentração de 5% maior quando comparado ao Cenário-1.5. No entanto, todos os parâmetros alcançaram melhor desempenho em comparação com outros cenários.

Figura 6: Nitrogênio (5a) e Fósforo (5b) no efluente vs. DBO afluente (Situação atual (CS) e Cenário-1, 1.5 e 2)

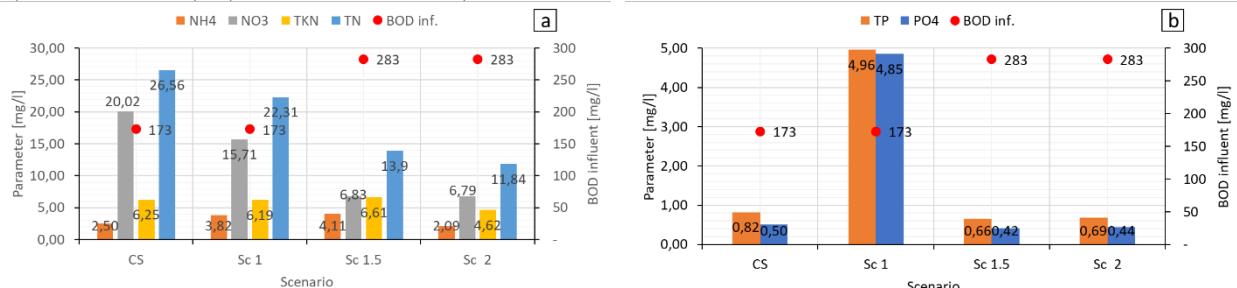
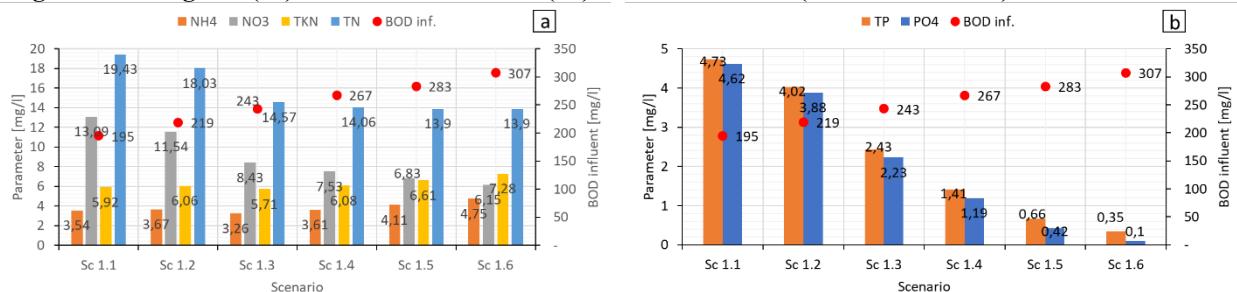


Figura 7: Nitrogênio (6a) e Fósforo no efluente (6b) vs. DBO afluente (Cenário-1.1 a 1.6)

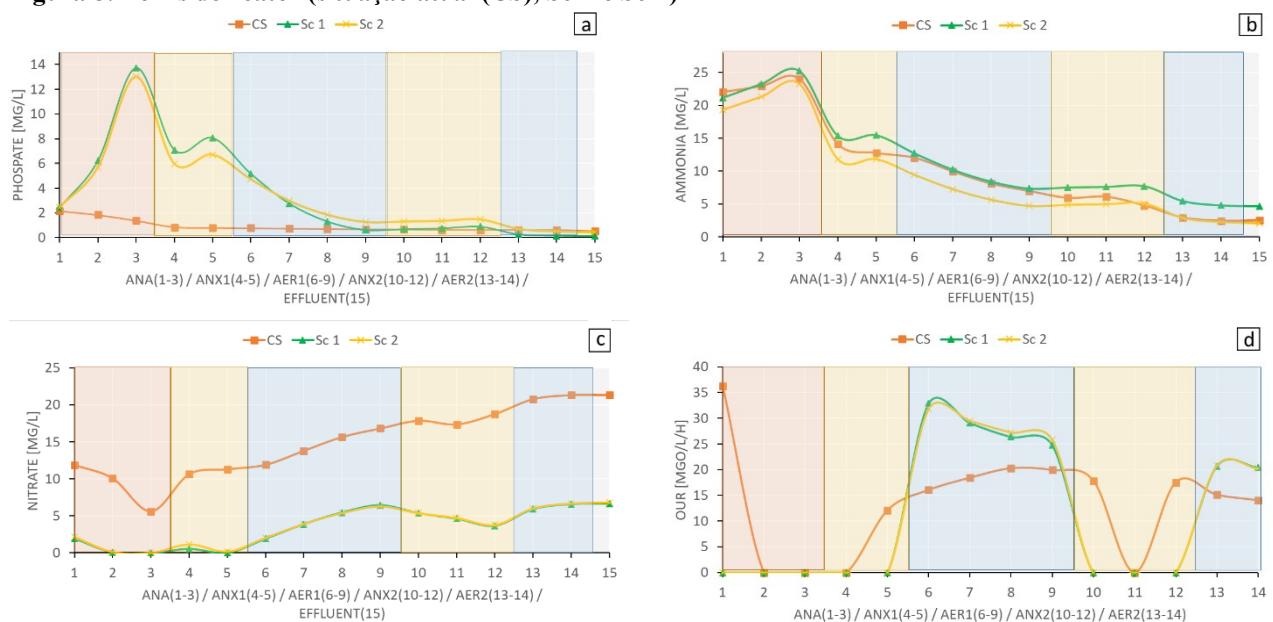


Aspectos gerais

Perfil de parâmetros

Começando com a análise do ortofosfato (Figura 8-a) é fácil observar a ausência de comportamento típico de um sistema com remoção biológica de fósforo (EBPR) na situação atual. Em contrapartida, entre os cenários avaliados, todos obtiveram um comportamento padrão para o processo EBPR, com aumento da concentração de PO₄ no substrato, na fase anaeróbia, e diminuição ao longo das fases seguintes (Chen, et al., 2020).

Figura 8: Perfis do reator (situação atual (CS), Sc-1 e Sc-2)





Em relação ao perfil de amônia, os 3 cenários estudados apresentaram um comportamento paralelo, diferindo apenas na diferença de remoção de cada um. Por outro lado, o perfil da situação atual, embora semelhante, mostrou pequenas diferenças de comportamento ao longo dos ANOXs, (Figura 8-b). Através do perfil de nitrato, os Cenários-1 e 2 apresentaram curvas muito semelhantes. Em relação ao perfil da situação atual, embora tenha apresentado um comportamento semelhante, apresenta um grande ressalto entre os demais (Figura 8-c).

Como observado no perfil de nitrato, os Cenários-1 e 2 apresentaram curvas semelhantes para a taxa de captação de oxigênio (OUR) em todo o sistema. No entanto, a curva de situação atual demonstra a influência gerada nos ANOXs devido à aeração excessiva, bem como a presença de oxigênio na ANA, gerado pela turbulência das entradas.

Razões P e N

A relação P/SSV, uma redução de 33% na taxa de P por SSV no reator pode ser observada entre a situação atual e os cenários executados (de 0,06:1 a 0,04:1, respectivamente). Essa diferença pode ser explicada pelo correto funcionamento do processo EBPR nos cenários em comparação com a situação atual; que, além de promover o crescimento de organismos acumuladores de fósforo OAPs na biomassa, tende a aumentar a concentração de VSS no reator devido à baixa taxa de perda/morte endógena de OAPs em comparação com OHO (Chen, et al., 2020).

Em relação às taxas entre PT, NTK e DBO disponível e matéria orgânica rapidamente biodegradável (RBOM), os valores calculados para a situação atual foram: 26:1 (DBO:PT); 2,7:1 (DBO: NTK); 10:1(RBOM:PT); 1.1:1 (RBOM: NTK). Para os Cenários-1 e 2, os valores foram: 45:1 (DBO:PT); 4.6:1 (DBO: NTK); 14:1(RBOM:PT); 1.4:1 (RBOM: NTK). Quando comparamos as taxas de nutrientes por DBO no afluente, obtemos valores dentro ou até acima dos valores recomendados pela literatura (Jeyanayagam, 2005). No entanto, quando a mesma taxa é aplicada em função ao RBOM, observa-se uma redução importante.

ANÁLISE DOS RESULTADOS

Situação atual (diagnóstico)

Remoção de nitrogênio

O baixo pH e o alto nitrato no efluente (4,75 e 20,02 mg.L⁻¹, respectivamente), provavelmente indicam um mau funcionamento no processo BNR. Considerando que o processo de nitrificação/desnitrificação atua como uma regulação do pH (Rout, et al., 2021).

Vários fatores observados durante o estudo podem ser identificados como causadores desse desequilíbrio, como problemas no fluxo hidrodinâmico para o reator; má distribuição entre as zonas, gerada pela intrusão de oxigênio nos ANOXs devido aos curtos-circuitos; e falta de carbono no processo.

Considerando que a análise do efluente na situação atual demonstra a alta presença de nitrato, pode-se inferir que o sistema opera em déficit de carbono e/ou falta de fração anóxica. No entanto, por meio da análise comparativa dos resultados do Cenário-1 e 1.5 (Figura 6-a), onde o aumento de 64% na disponibilidade de DBO nos afluentes, levou a uma diminuição de 38% nas concentrações de NT; com a mesma fração entre as zonas, indicando que a falta de fonte de carbono é uma questão importante para o sistema.

No entanto, a análise da relação DBO: NTK, considerando a DBO disponível nos afluentes, está dentro da faixa especificada na literatura (2:1 a 3:1) (Jeyanayagam, 2005). Assim, uma das hipóteses que podem ser levantadas é que o problema pode ser a disponibilidade de RBOM, também considerado um fator determinante para o processo de desnitrificação (Jeyanayagam, 2005). Fazendo as contas para esse tipo de fonte de carbono, a relação RBOM: NTK cai para 1,1:1. O que, de acordo com os resultados da modelagem, indica estar abaixo do valor exigido.

Analizando a biodegradabilidade verificada na situação atual, nota-se que a DBO da UASB_e foi igual a 65 mg.L⁻¹, enquanto no esgoto bruto foi de 311 mg.L⁻¹; e a taxa de DQO/DBO de esgoto bruto e UASB_e atingir taxas de 0,55 e 0,40, respectivamente. Considerando que 59% do influente do processo de LA veio da UASB_e, a baixa disponibilidade de carbono pode ser um problema. Essa hipótese é confirmada por meio da



análise dos Cenários-1.1 a 1.6 (Figura 7-a), aqui o aumento da disponibilidade de DBO foi simulado através do aumento da taxa de esgoto bruto/UASB_e na mistura.

Remoção de fósforo

Como foi observado no perfil PO₄ do modelo calibrado (Figura 8-a), observa-se que a planta opera atualmente sem o processo EBPR, sendo apenas a precipitação química responsável pela remoção do fósforo no efluente. Os seguintes fatores foram avaliados como possíveis razões para esse problema: baixa disponibilidade de fontes de carbono, principalmente RBOM; a presença de fatores inibitórios na ANA (O₂ e NO₃); Aeração excessiva nas AERs; e inibição do processo biológico devido à precipitação química para remover o fósforo.

O EBPR depende diretamente da disponibilidade de fontes de carbono, principalmente ácidos graxos voláteis (AGV) (Chen, et al., 2020). Esta premissa pode ser observada através da análise dos Cenários-1.1 a 1.6 (Figura 7-b), onde o aumento da DBO do afluente gerou uma redução de 93% na concentração de PT no efluente. No entanto, como observado para o processo de desnitrificação, a relação DBO:PT, que foi calculada em 26:1 (para a situação atual), está mesmo acima da faixa especificada na literatura (20:1 a 25:1) (Jeyanayagam, 2005); enquanto a relação RBOM:PT foi de 10:1. Assim, entende-se que todas as observações feitas para a remoção de nitrogênio, quanto à biodegradabilidade do afluente (esgoto bruto/UASB_e pode ser aplicado para o processo de EBPR.

Além do nitrato do CSH, outra fonte ainda mais abundante de nitrato no ANA é a RL devido à alta concentração de NO₃ no efluente. A presença de altos níveis de nitrato faz com que os AGV sejam utilizados para desnitrificação, impedindo seu armazenamento como PHA pelos OAPs (Oehmen, et al., 2007).

De acordo com Liu, et al. (2011), a dosagem de coagulantes químicos para a remoção de fósforo em sistemas com remoção biológica de N e P, pode atuar como um fator inibitório para a remoção biológica de P. No entanto, quando a dosagem de Al₂SO₄ foi removida, mantendo a mesma DBO influente (Cenário-1), a concentração de PT saltou cerca de 505%, em comparação com a situação atual. Por outro lado, ao aumentar a disponibilidade de DBO em 64% (Cenário-1.5), observou-se uma redução de 87% na concentração de PT no efluente, em comparação com o Cenário-1, mesmo sem a adição de qualquer coagulante químico.

Em relação à aeração excessiva, além de aumentar os custos operacionais, essa condição traz uma série de problemas para o sistema EBPR, como a liberação secundária de fósforo devido à lise celular e a elevação do OD na RL, que atuam na redução da eficiência dos sistemas EBPR (Jeyanayagam, 2005). Esse fato pode ser observado comparando a quantidade de oxigênio na RL da situação atual e do Cenário-2. Enquanto na situação atual foram adicionados cerca de 18 kgO₂.d⁻¹, no Cenário-2 esse valor foi zero. No entanto, de forma análoga ao que ocorreu na análise anterior, devido à falta de fontes de carbono, para a situação atual, a redução da aeração não se mostrou um ponto crucial.

Cenário aprimorado (Cenário-2)

Assumindo o fracionamento das zonas e a disponibilidade de carbono no afluente como constantes, o ajuste para o cenário "ideal" foi limitado a mudanças no OD, RL e recirculação interna.

Começando pela RL, que, por um lado, quando sua taxa é aumentada, ocorre maior remoção de NT devido ao aumento da desnitrificação no ANA, por outro lado, esse processo consome parte do AGV, reduzindo o acúmulo de PHA pelos OAPs (Oehmen, et al., 2007).

Em relação aos níveis de OD, enquanto altos níveis de oxigenação atuam otimizando o processo de nitrificação por meio da oxidação da amônia, em contrapartida, pode desequilibrar todo o sistema, causando curtos-circuitos (como visto na situação atual), além de proporcionar aumento da oxigenação em áreas indesejadas como ANA e ANOXs. Além disso, altos níveis de oxigenação também favorecem a proliferação de organismos acumuladores de glicogênio OAGs, que competem diretamente pelo substrato com os OAPs, reduzindo assim a eficiência do processo de EBPR (Izadi, et al., 2021). No entanto, de acordo com Lopez-Vazquez, et al. (2009), outros fatores podem ter mais relevância na competição OAGs x OAPs, como disponibilidade de carbono, temperatura e pH.

Assim, através da análise da influência recirculação interna e da RL para o sistema lodos ativados estudado, pode-se dizer que a taxa de recirculação interna atua mais intensamente nos resultados, principalmente devido



ao aumento da taxa de desnitrificação, e a taxa de RL atuaria como um "ajuste fino" do sistema, atuando para equilibrar a razão N e P no efluente.

CONCLUSÃO

Dos resultados obtidos ao longo desta pesquisa, pode-se inferir as seguintes conclusões:

1. Ficou claro que o pré-tratamento por meio de UASB gera um déficit na disponibilidade de matéria orgânica no processo, pois, além de realizar uma grande remoção de DQO, reduz significativamente a biodegradabilidade do efluente.
2. Além da escassez de carbono, o excesso de aeração e erros de projeto que resultaram na contaminação da zona anaeróbia por O_2 e NO_3^- , também corroboram o mau funcionamento observado na planta.
3. O processo de modelagem abordado apresentou boa acurácia tanto na calibração quanto no processo de validação.
4. As melhorias operacionais realizadas a partir dos resultados da fase de modelagem trouxeram melhorias significativas na qualidade do efluente, mostrando que a abordagem de modelagem proposta foi eficiente no diagnóstico e melhoria do processo de RBN em plantas em escala real.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) e ao IHE Delft *Institute for Water Education* pelo apoio a esta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRDJANOVIC D, MEIJER SC, LOPEZ-VAZQUEZ CM, HOOIJMANS CM, VAN LOOSDRECHT MC (2015) *Applications of activated sludge models* Iwa Publishing.
2. BRDJANOVIC SCFMaD (2012) *A Practical Guide to Activated Sludge Modeling* UNESCO-IHE Institute for Water Education, The Netherlands.
3. DANTAS MS, DE MORAIS SILVA LF, NOVAES HHU, OLIVEIRA SC (2022) *Municipal wastewater discharge standards for ammonia nitrogen in Brazil: technical elements to guide decisions*. Water Science and Technology 85: 3479-3492 DOI 10.2166/wst.2022.183.
4. HULSBEEK JJW, KRUIT J, ROELEVeld PJ, VAN LOOSDRECHT MCM (2002) *A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems*. Water Science and Technology 45: 127-136 DOI 10.2166/wst.2002.0100.
5. IZADI P, IZADI P, ELDYASTI A (2021) *Understanding microbial shift of Enhanced Biological Phosphorus Removal process (EBPR) under different Dissolved Oxygen (DO) concentrations and Hydraulic Retention Time (HRTs)*. Biochemical Engineering Journal 166: 107833 DOI <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107833>.
6. JEYANAYAGAM S (2005) *True confessions of the biological nutrient removal process*. Florida water resources journal 1: 37-46.
7. LOPEZ-VAZQUEZ CM, OEHMEN A, HOOIJMANS CM, BRDJANOVIC D, GIJZEN HJ, YUAN Z, VAN LOOSDRECHT MCM (2009) *Modeling the PAO-GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature*. Water Research 43: 450-462 DOI <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.032>.
8. MARSH-MCBIRNEY (1990) *Flo-Mate 2000 - Installation And Operations*.
9. MANUAL. In: Inc M-M (ed) Marsh-McBirney Inc.
10. MEIJER SCF, VAN LOOSDRECHT MCM, HEIJNEN JJ (2001) *Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing wwtp's*. Water Research 35: 2711-2723 DOI [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00567-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00567-4).
11. OEHMEN A, LEMOS PC, CARVALHO G, YUAN Z, KELLER J, BLACKALL LL, REIS MA (2007) *Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale*. Water Res 41: 2271-2300 DOI 10.1016/j.watres.2007.02.030.



12. ROELEVeld PJ, VAN LOOSDRECHT MCM (2002) *Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands*. Water Science and Technology 45: 77-87 DOI 10.2166/wst.2002.0095.
13. ROUT PR, SHAHID MK, DASH RR, BHUNIA P, LIU D, VARJANI S, ZHANG TC, SURAMPALLI RY (2021) *Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies*. Journal of Environmental Management 296: 113246 DOI <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246>.
14. SARKAR U, DASGUPTA D, BHATTACHARYA T, PAL S, CHAKROBORTY T (2010) *Dynamic simulation of activated sludge based wastewater treatment processes: Case studies with Titagarh Sewage Treatment Plant, India*. Desalination 252: 120-126 DOI <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.10.014>.
15. WENTZEL MC, EKAMA GA (1997) *Principles in the design of single-sludge activated-sludge systems for biological removal of carbon, nitrogen, and phosphorus*. Water Environment Research 69: 1222-1231 DOI <https://doi.org/10.2175/106143097X125975>.
16. WILLIAM C. LIPPS, ELLEN B. BRAUN-HOWLAND, TERRY E. BAXTER (2023) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 24th Edition. ISBN: 978-0-87553-299-8.