

ANÁLISE DOS PRINCIPAIS PARÂMETROS DE INTERESSE NO PROJETO DE ETE COM REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO, POR MEIO DE SIMULADORES DE PROCESSO DE TRATAMENTO

Lucas Brandimarte Molleta⁽¹⁾

Engenheiro Químico. Mestrando em Engenharia Civil, Área de concentração de Engenharia Hidráulica e Ambiental na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Theo Syrto Octavio de Souza⁽²⁾

Doutor em Ciências, Área de Engenharia Hidráulica e Saneamento. Professor Doutor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Endereço⁽¹⁾: Av. Prof. Almeida Prado, 83, trav. 2 - Cidade Universitária - São Paulo - SP - CEP 05508-900 - Brasil - e-mail: lbmolleta@usp.br.

RESUMO

Utilizando-se de software como ferramenta principal, foi modelada e simulada uma ETE projetada para remoção biológica de nitrogênio e fósforo. Critérios de projeto e caracterização do esgoto bruto foram selecionados de acordo com literatura técnica especializada para projeto de ETEs. Foi possível realizar o projeto da ETE com configuração UCT para remoção de nitrogênio e fósforo, atingindo níveis inferiores a 1,0 mg/L de nitrogênio amoniacal e fósforo total no efluente tratado. Através das modificações de 21 fatores selecionados do projeto da simulação original, foi realizada análise de projeto fatorial fracionado para estudo do efeito de suas variações no projeto da ETE. Foi destacada a importância da caracterização do esgoto bruto, em especial da DQO solúvel e particulada. Também verificou-se que o processo de remoção biológica de fósforo é, de maneira geral, sensível a variação de muitos dos fatores selecionados. De maneira geral, a ferramenta de simulação de processos de tratamento se mostrou eficaz para a rápida avaliação de diversos cenários no processo complexo estudado.

PALAVRAS-CHAVE: remoção de fósforo, análise fatorial, simulação de processo

INTRODUÇÃO

A utilização clássica de processos de tratamento biológicos do esgoto existe para remoção de matéria orgânica e para evitar a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido nos corpos d'água. Posteriormente, com o crescimento das cidades, problemas dos efeitos tóxicos da amônia para a vida aquática e também os riscos de eutrofização dos corpos receptores tornaram necessária a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) dos efluentes tratados (HENZE et al., 2008).

Conforme os limites de qualidade buscados no efluente tratado se tornam mais restritivos, os processos de tratamento de efluentes se tornam também mais intrincados e o projeto das estações de tratamento de esgotos (ETEs) mais complexos. A modelagem matemática de processos de tratamento de esgotos, em especial de lodos ativados, se tornou uma ferramenta amplamente aceita para projeto de estações (RIEGER et al., 2013). A modelagem computacional permite a incorporação de diversos componentes e reações para avaliação de processo em múltiplos reatores ideais em série, em condições tanto estacionárias quanto dinâmicas (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

O modelo matemático que descreve os processos bioquímicos e físico-químicos que ocorrem nos tanques de aeração, ou biorreatores, são denominados modelos de lodos ativados (do inglês *activated sludge models* – ASM). Tais modelos vem sendo desenvolvidos desde a década de 1970 e 1980, com os modelos de Ekama e Marais, e posteriormente com a participação de P. Dold (DOLD; EKAMA; MARAIS, 1980; MARAIS; EKAMA, 1976). Tais modelos acumulavam o conhecimento estabelecido na época e são utilizados até hoje no dimensionamento de ETEs de lodos ativados. Mais tarde, grupos de pesquisa da atual IWA (*International Water Association*) produziram os modelos mais refinados ASM1 e ASM2d, este último com processos de remoção biológica de fósforo (HENZE et al., 1987, 1999). Estes modelos serviram como base para diversos outros que incluem modificações como: duas populações de organismos nitrificantes (oxidantes de amônia e oxidantes de nitrito); organismos heterotróficos desnitrificantes que utilizam metanol; organismos acumuladores de glicogênio; modelos para emissão de gases de efeito estufa, entre outros.

Os modelos de lodos ativados, no entanto, não são suficientes para a simulação e projeto de ETEs. Modelos simuladores de planta inteira (SPI) incluem diversos outros processos, como modelos da digestão anaeróbia, de sedimentação, de pH, de aeração e transferência de gases, de precipitação química e modelos hidráulicos. Essas “peças” conectadas e sendo resolvidas simultaneamente por um software são necessárias para a modelagem e simulação de uma estação completa (GERNAEY et al., 2004).

Atualmente, há diversos softwares SPI disponíveis. São exemplos de softwares comerciais: BioWin® (EnviroSim, Canadá), GPS-X™ (Hydromantis, Canadá), SIMBA® (ifak e.V. Magdeburg, Alemanha), STOAT™ (WRc, Reino Unido) e Sumo (Dynamita, França). Tais softwares possuem pequenas variações nos seus modelos, mas de maneira geral possuem as mesmas funcionalidades e resultados, dado que as entradas sejam as mesmas.

A modelagem utilizando tais softwares permite avaliar de forma relativamente rápida e barata diversas configurações diferentes para o processo de uma ETE, antes de partir para uma etapa de testes em escala de bancada ou piloto (HENZE et al., 1987; TCHOBANOGLOUS et al., 2016). Especialmente em processos biológicos para remoção de nutrientes, que possuem diversos parâmetros operacionais como correntes de recirculação, populações de microrganismos que consomem substratos distintos, zonas de biorreatores com intenções e operação distintas, o software SPI é tido como uma ferramenta valiosa. Ademais, é de grande importância entender que alguns destes parâmetros citados possuem efeitos de diferentes magnitudes no projeto da estação.

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi utilizar um software de modelagem e simulação de processos de tratamento de esgotos para avaliar sua aplicabilidade e simular um processo de remoção biológica de fósforo. Buscou-se também realizar análise fatorial de fatores selecionados do projeto e esgoto bruto para verificar o seu efeito no projeto simulado.

METODOLOGIA UTILIZADA

Este trabalho foi realizado em duas etapas principais. Primeiramente foi definida e modelada uma simulação base de uma ETE que permite remoção biológica de nitrogênio e fósforo. A qualidade do efluente tratado buscada neste cenário base é mostrada na Tabela 1. Os limites são baseados em remoção de 95% da DBO afluente, nitrificação completa e remoção de fósforo.

Tabela 1: Objetivos de qualidade buscados no efluente tratado

PARÂMETRO	VALOR MÁXIMO
DBO _{5,20} (mg/L)	15
Amônia (mg N/L)	1,0
Nitrato (mg N/L)	10
Fósforo total (mg/L)	1,0

Foi utilizado software de modelagem comercial Sumo versão 19.3 para as simulações (DYNAMITA, 2019). O modelo biológico empregado utiliza o mais recente conhecimento das reações que governam o processo de lodos ativados, incluindo reações bioquímicas e físico-químicas (VARGA et al., 2018). Buscou-se primeiramente a elaboração de um arranjo de uma ETE típica, com unidades de tratamento primário, secundário, e tratamento de fase sólida. Para remoção de nutrientes foi escolhida a configuração Universidade de Cape Town (UCT) no tratamento secundário, que possui as seguintes características:

- Uma zona anaeróbia a montante que recebe o efluente primário juntamente com uma corrente de recirculação sem aceptores de elétrons (nitratos ou oxigênio) da zona anóxica a jusante;
- Uma zona anóxica que recebe corrente de recirculação da zona aeróbia contendo nitrato e a corrente de retorno de lodo ativado (RLA).
- Uma zona aeróbia.

A configuração foi escolhida pois promove remoção de nitrogênio e fósforo, mesmo em efluentes com relação relativamente baixa de DQO/P afluente. Isto é devido a sua configuração que permite redução da carga de nitrato

reciclada para a zona anaeróbia, o que causaria consumo de DQO por bactérias heterotróficas desnitrificantes ao invés de ser armazenado por organismos acumuladores de fósforo (WEF, 2017). Um esquema da configuração UCT é mostrado na Figura 1.

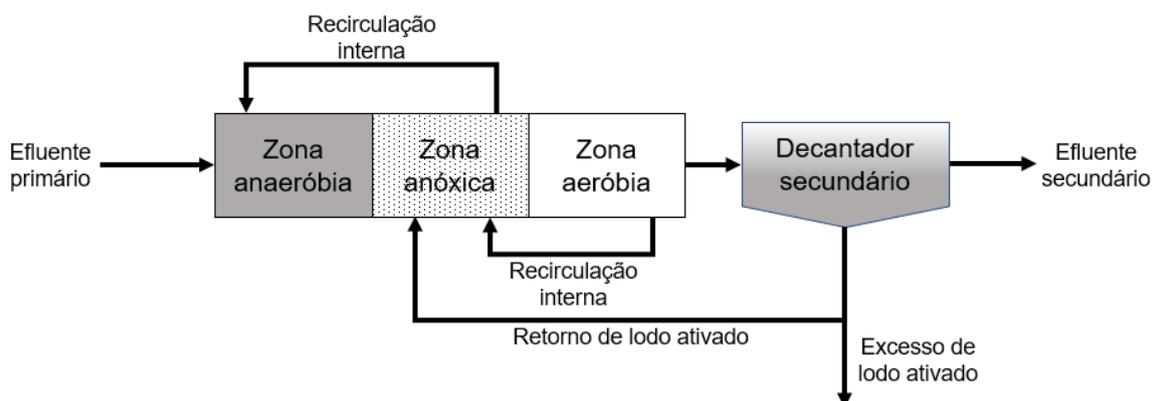


Figura 1: Esquema do tratamento secundário na configuração UCT.

As principais características da ETE simulada são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2: Principais componentes do modelo para simulação da ETE.

ETAPA DO PROCESSO	DESCRIÇÃO DA UNIDADE
Módulo de esgoto bruto	Afluente da ETE, contém modelo para caracterização do esgoto.
Decantador primário	Separador ideal, com concentração do lodo primário fixa.
Adição de alcalinidade	Na forma de cal hidratada (hidróxido de cálcio).
Biorreator	Modelo de processo biológico. Configuração UCT para promover remoção biológica de nitrogênio e fósforo, com zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias.
Decantador secundário	Com reação na manta de lodo, com concentração de SST efluente fixa.
Adensadores de lodo	Separador ideal, com concentração do lodo adensado fixa.
Digestor de lodo	Modelo de processo biológico. Operação anaeróbia, de alta taxa e operação mesofílica (35°C).

Após definição do arranjo do tratamento secundário e das principais unidades de processo, montou-se o fluxograma geral do tratamento no software de simulação, contendo todas as unidades de processo da fase líquida e sólida. O fluxograma é mostrado na Figura 2.

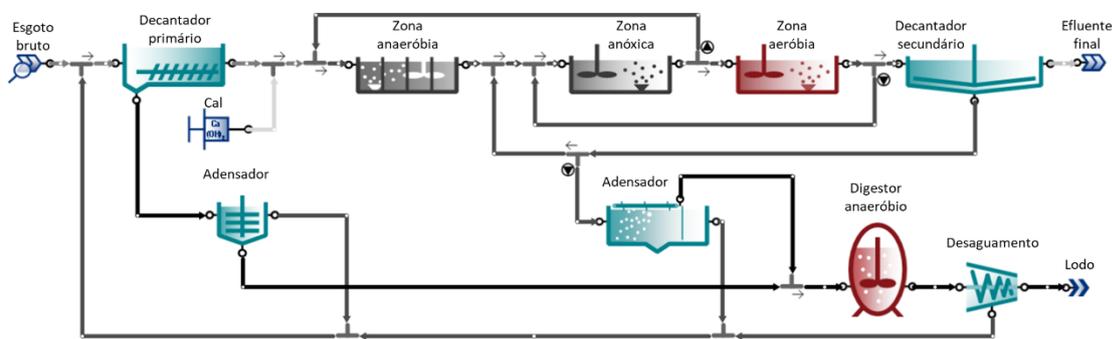


Figura 2: Fluxograma do processo de tratamento da ETE do estudo.

Uma das etapas cruciais para a utilização adequada do software SPI é a correta caracterização do esgoto bruto afluente à estação. Para aplicação no SPI foram utilizados valores apresentados por von Sperling e Chernicharo, amplamente utilizados no Brasil inclusive para projetos de sistemas de tratamento em escala real. Os principais parâmetros utilizados na simulação base são mostrados na Tabela 3 (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).



Tabela 3: Caracterização do esgoto bruto utilizado na simulação base.

PARÂMETRO	VALOR
Vazão (L/s)	300
Temperatura (°C)	20
DBO (mg/L)	313
DQO (mg/L)	625
SST (mg/L)	375
SSV (mg/L)	313
N-total (mg N/L)	50
N-NH ₃ (mg N/L)	28
P-total (mg P/L)	6,25
P-solúvel (mg P/L)	3,75
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	200

A vazão de 300 L/s equivale ao afluente de uma ETE de médio porte, atendendo a uma população de aproximadamente 160.000 habitantes. Adicionalmente, foram utilizados fracionamentos da DQO afluente segundo van Haandel e van der Lubbe (2012), para divisão das frações biodegradáveis e inertes. Os valores recomendados pelos autores são mostrados na Tabela 4.

Tabela 4: Frações de DQO utilizadas na caracterização do esgoto bruto na simulação base.

PARÂMETRO	SÍMBOLO	VALOR
Fração da DQO total que é não biodegradável solúvel	f_{ns}	0,07
Fração da DQO total que é não biodegradável particulada	f_{np}	0,05
Fração da DQO biodegradável que é solúvel	f_{sb}	0,25

Utilizando os valores da Tabela 3 e Tabela 4, o fracionamento da matéria orgânica, segundo van Haandel e van der Lubbe (2012), é apresentado na Tabela 5.

Tabela 5: Fracionamento da DQO afluente utilizado no estudo.

PARÂMETRO	SÍMBOLO	RELAÇÃO	VALOR ABSOLUTO (mg/L)	FRAÇÃO
DQO total	DQOt	-	625	100%
DQO biodegradável	DQOb	$DQOt \times (1-f_{ns}-f_{np})$	550	88%
DQO não biodegradável	DQOn	$DQOt \times (f_{ns}+f_{np})$	75	12%
DQO solúvel biodegradável	DQOsb	$DQOb \times f_{sb}$	138	22%
DQO particulada biodegradável	DQOpb	$DQOb \times (1-f_{sb})$	413	66%
DQO solúvel não biodegradável	DQOsn	$DQOt \times f_{ns}$	44	7%
DQO particulada não biodegradável	DQOpn	$DQOt \times f_{np}$	31	5%
DQO solúvel	DQOs	$DQOsb + DQOsn$	181	29%
DQO particulada	DQOp	$DQOpb + DQOpn$	444	71%

A entrada dos dados de esgoto bruto no SPI requer compatibilização de outros parâmetros, tais como SST, SSV e DBO aos valores desejados, não somente ajuste aos dados das frações de DQO. Tais compostos, definidos como compostos “agregados” são calculados no modelo a partir das diversas variáveis de estado, que são normalmente definidas em base de DQO. As concentrações de fósforo total e nitrogênio são entradas diretas no modelo e não requerem análises mais aprofundadas.

A DQO afluente para o modelo é, no entanto, mais complexa do que apresentado na Tabela 5 (VARGA et al., 2018). As frações incluem DQO coloidal, biomassa, produtos de decaimento endógeno, produtos de armazenamento celular, metanol e ácidos graxos voláteis (AGV). Alguns destes podem ser desconsiderados ou agregados a outras variáveis.

Há pouca padronização a respeito da separação clara entre as frações solúveis e particuladas da matéria orgânica. É possível utilizar métodos respirométricos, ou filtração com diferentes aberturas de poros para estimativa da fração solúvel (TCHOBANOGLOUS et al., 2016). Foi reportado que diferentes métodos de quantificação resultam em diferentes valores para a fração “solúvel” obtida (PETERSEN et al., 2013). Portanto, devido à ausência de dados consolidados para valores típicos do esgoto sanitário do Brasil, os valores da Tabela 5 foram

empregados com frações adicionais. Para a utilização no software SPI deste trabalho, foram feitas as seguintes considerações a respeito da DQO afluente:

- A fração de DQO coloidal foi considerada parte da DQO particulada, como apresentado por van Haandel e van der Lubbe (2012). Dessa forma os componentes específicos da DQO coloidal foram considerados nulos.
- 15% da DQOs_b foi atribuída a ácidos graxos voláteis (AGV).
- Foi atribuído 5% da DQO_t à biomassa heterotrófica ordinária afluente. Um valor de 20% desta biomassa foi atribuído a produto de decaimento endógeno aeróbio.
- Foi utilizado valor de 1,42 g DQO/g SSV para o esgoto bruto, que permite ajuste do parâmetro SSV.

Os principais parâmetros de projeto de sistemas de lodos ativados foram buscados e selecionados para aplicação no cenário base. Os critérios de dimensionamento são baseados em literatura técnica especializada, em normas técnicas, e valores usuais utilizados na indústria (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2011; TCHOBANOGLIOUS et al., 2016; WEF, 2017) e são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Principais critérios de dimensionamento utilizados para o cenário base.

PARÂMETRO	VALOR TÍPICO	CRITÉRIO ADOTADO
Eficiência de remoção de SST no decantador primário	50-70%	60%
Concentração de SST do lodo primário	4-12%	1%
Dosagem de alcalinidade	-	Suficiente para manter alcalinidade efluente de 80 mg CaCO ₃ /L
Idade do lodo	10-25 d	10 d
Oxigênio dissolvido na zona aeróbia	≥ 1,5	2,0 mg/L
Recirculação anóxica-anaeróbia	200-400%	300%
Recirculação aeróbia-anóxica	100-300%	300%
Recirculação de lodo ativado	80-100%	85%
Sólidos suspensos no biorreator	3000-4000 mg/L	3000-4000 mg/L
SST na saída do decantador secundário	-	10 mg/L
Concentração do lodo primário adensado	3-10%	3%
Captura de sólidos no adensador de lodo primário	< 85%	80%
Concentração do lodo secundário adensado	3,5-4,0%	3,5%
Captura de sólidos no adensador de lodo secundário	>90%	90%
Tempo de detenção hidráulica no digestor anaeróbio mesofílico	≥18 d	18 d
Temperatura de operação do digestor anaeróbio mesofílico	20-35°C	35°C
Captura de sólidos no desaguamento de lodo	90-99%	95%
Teor de sólidos no lodo desaguado	-	20%

Alguns parâmetros não possuem valores típicos em aplicações reais. A adição de alcalinidade, por exemplo, é função do processo e composição do esgoto bruto. O valor de 80 mg CaCO₃/L é recomendado para evitar mudanças no pH e diminuir atividade dos organismos nitrificantes (WEF, 2017). Outros parâmetros serão discutidos a seguir.

Com exceção do parâmetro de sólidos suspensos no biorreator, os demais são dados de entrada em cada unidade de processo para que a simulação seja configurada. O volume das zonas anóxica e aeróbia do biorreator devem ser ajustadas para que os sólidos suspensos estejam dentro do intervalo adequado, e que a qualidade desejada do efluente tratado seja atingida.

Após definição do modelo base, buscou-se analisar o efeito de variáveis selecionadas na ETE simulada. A análise foi feita com utilização do software de simulação e variação organizada dos parâmetros de entrada para verificar o seu impacto em diferentes resultados de interesse.

Para a análise foi empregada metodologia de projeto fatorial, segundo apresentada por Box, Hunter e Hunter (2005). Este processo permite avaliar de maneira sistemática o efeito de múltiplos dados de entrada nos resultados de interesse. Segundo a metodologia, cada fator é variado entre dois níveis, mínimo e máximo, e todas as combinações entre estes dois são realizadas para todos os fatores. O efeito de cada fator é dado pela

diferença entre as médias dos resultados observados quando um fator está com seu valor máximo na rodada, e quando está com seu valor mínimo (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005).

A análise avaliou os efeitos de múltiplos componentes do esgoto bruto, parâmetros de projeto da ETE como volumes dos tanques de aeração, e parâmetros operacionais como vazões de recirculação e descarte. Todas as demais variáveis foram mantidas iguais aos valores utilizados na simulação base. Os valores de constantes cinéticas e estequiométricas também não foram variados neste trabalho. Foram escolhidos 21 fatores para análise. Serão apresentados na sessão de resultados, juntamente com os seus valores utilizados.

O projeto fatorial completo, como descrito anteriormente, requer que sejam realizados 2ⁿ experimentos (no caso deste trabalho, simulações), em que “n” é o número de fatores de interesse. Isto permite avaliar tanto o efeito isolado de cada fator, e também o efeito combinado de diferentes fatores. Desta forma, o projeto fatorial completo demandaria mais de 2 milhões de simulações para avaliação dos efeitos de todas as 21 variáveis. Pela impossibilidade de se realizar tal número de experimentos, optou-se pela realização do projeto fatorial fracionado. Nele, o número de experimentos é reduzido exponencialmente, à medida que efeitos combinados são desconsiderados da análise (BOX; HUNTER; HUNTER, 2005).

Neste trabalho, os efeitos combinados de ordem 3 e superiores foram considerados desprezíveis. Assim, foi possível realizar a análise dos 21 fatores de interesse com apenas 32 simulações, em um arranjo denominado 2⁽²¹⁻¹⁶⁾. Os parâmetros selecionados para avaliação são mostrados na Tabela 7, juntamente com seus valores na simulação base e o intervalo em que variaram nas análises.

Tabela 7: Parâmetros selecionados para variação na análise fatorial.

PARÂMETRO	BASE	INFERIOR	SUPERIOR
Ácidos graxos voláteis no esgoto bruto (mg/L)	27,19	20,39	33,98
DQOsb não AGV no esgoto bruto (mg/L)	110,38	82,79	137,98
DQOpb no esgoto bruto (mg/L)	374,20	280,65	467,75
DQOsn no esgoto bruto (mg/L)	43,68	32,76	54,6
DQOpn no esgoto bruto (mg/L)	31,25	23,44	39,06
Organismos heterotróficos ordinários no esgoto bruto (mg/L)	31,25	23,44	39,06
Amônia no esgoto bruto (mg N/L)	28,15	21,11	35,19
Nitrato no esgoto bruto (mg N/L)	0	0	2,5
Ortofosfato no esgoto bruto (mg P/L)	2,56	1,92	3,2
Cálcio no esgoto bruto (mg Ca/L)	62,65	46,99	78,31
Temperatura do esgoto bruto (°C)	20	15	25
pH do esgoto bruto	7,20	6,2	8,2
Alcalinidade do esgoto bruto (mg CaCO ₃ /L)	200	150	250
Eficiência de remoção de sólidos no decantador primário	60%	50%	70%
Volume do reator anaeróbio (m ³)	3.000	2.250	3.750
Volume do reator anóxico (m ³)	1.400	1.050	1.750
Volume do reator aeróbio (m ³)	10.000	7.500	12.500
Retorno de lodo ativado	85%	80%	100%
Recirculação da zona anóxica para zona anaeróbia	300%	100%	400%
Recirculação da zona aeróbia para zona anóxica	300%	100%	400%
Vazão de descarte de lodo ativado (m ³ /d)	487	365	609

Os 32 experimentos foram realizados no mesmo software de simulação, Sumo 19.3, variando os compostos mostrados na Tabela 7 entre o valor inferior e o valor superior. Para cada um dos 21 fatores avaliados, foram feitas 16 simulações com o fator no seu limite inferior, e 16 simulações com o fator no seu limite superior. Os resultados são a diferença relativa entre o resultado da média das 16 simulações com o fator no seu intervalo superior subtraído do resultado médio das 16 simulações quando o fator tinha seu valor no limite inferior, e a simulação base.

A escolha dos parâmetros se deu em dois critérios principais: características do esgoto afluente e parâmetros operacionais ou de projeto. Todos os outros parâmetros foram mantidos iguais aos utilizados na simulação base.

Os fatores variaram de acordo com o valor obtido ou utilizado na simulação base, entre -50% e +50%, para concentrações, volumes e vazão de descarte de lodo. As vazões de recirculação variaram entres limites razoáveis e o pH variou entre ± 1 .

Para as simulações da análise de projeto fatorial, considerou-se o ajuste da alcalinidade efluente pela adição de cal, com objetivo de manter a alcalinidade no efluente de pelo menos 80 mg CaCO₃/L. Além disso, o volume do digestor anaeróbio foi ajustado em cada simulação para que fosse mantido tempo de detenção hidráulico de 18 dias, assegurando digestão adequada.

RESULTADOS OBTIDOS

Após a caracterização do afluente e da montagem do fluxograma da ETE, foram feitas simulações de processo para obtenção dos parâmetros de projeto como volumes de reação e razões de recirculação. Na Tabela 8 são destacadas as concentrações dos parâmetros estabelecidos como objetivos de tratamento, trazendo a concentração afluente e efluente.

Tabela 8: Comparação dos objetivos de tratamento – simulação base.

PARÂMETRO	AFLUENTE	EFLUENTE	OBJETIVO
DBO _{5,20} (mg/L)	313	< 5	< 15
Amônia (mg N/L)	28,13	0,5	< 1,0
Nitrito e nitrato (mg N/L)	-	6,7	< 10
Fósforo total (mg P/L)	6,25	0,7	< 1,0

Os principais resultados observados para o processo de lodos ativados são resumidos na Tabela 9.

Tabela 9: Principais resultados da simulação base.

PARÂMETRO	RESULTADO
Volume da zona anaeróbia	3.000 m ³
Volume da zona anóxica	1.400 m ³
Volume da zona aeróbia	10.000 m ³
Demanda de ar (@ 1atm e 20°C)	213.528 m ³ /d
Taxa de consumo de O ₂ carbonácea	15,0 mg O ₂ /L/h
Taxa de consumo de O ₂ nitrogenada	17,3 mg O ₂ /L/h
SST no biorreator aeróbio	3.083 mg/L
SSV no biorreator aeróbio	1.856 mg/L
Alcalinidade adicionada	155 kg Ca(OH) ₂ /d

Os compostos solúveis (substratos e nutrientes) de interesse para os processos biológicos são mostrados na Figura 3, para o efluente primário e cada zona do biorreator.

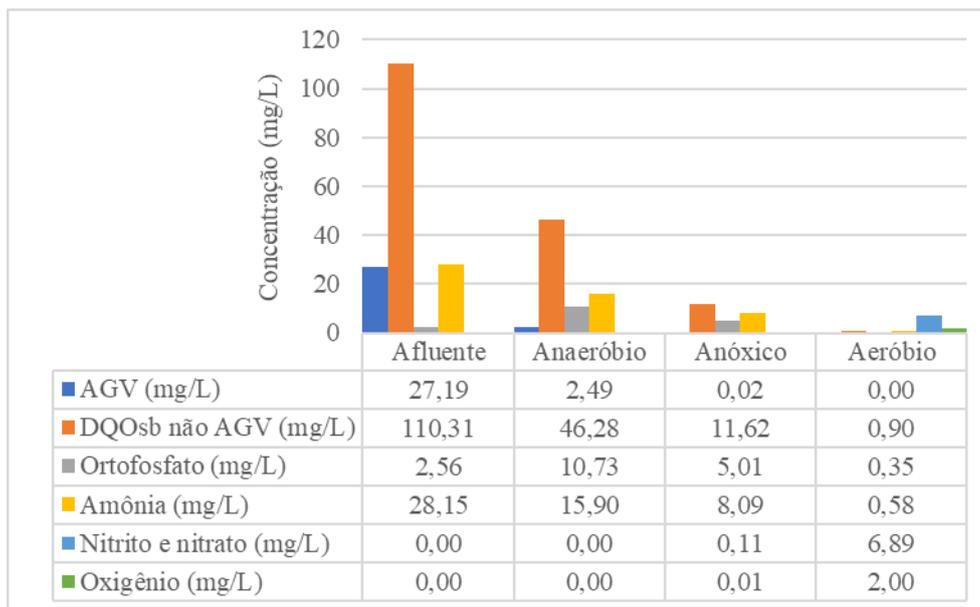


Figura 3: Principais compostos envolvidos nos processos biológicos – simulação base.

A simulação prevê crescimento de organismos acumuladores de fósforo e organismos nitrificantes, necessários para a remoção biológica dos nutrientes. A composição da biomassa ativa no biorreator é mostrada na Figura 4.

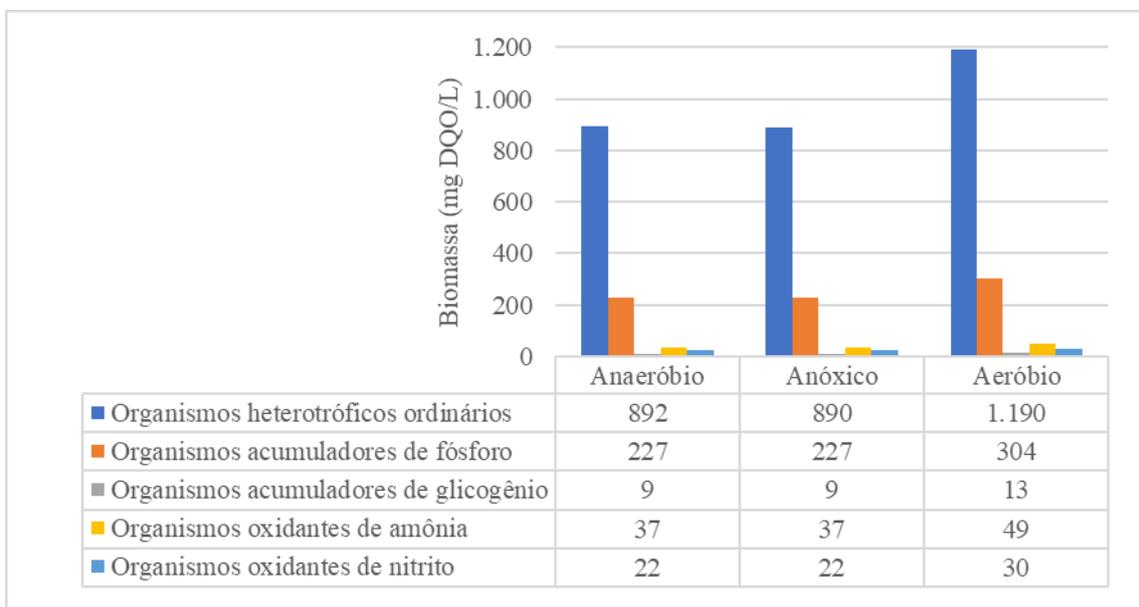


Figura 4: Distribuição das diferentes frações de biomassa ativa no biorreator – simulação base.

O processo de digestão anaeróbia também é modelado como um biorreator ideal completamente misturado, em semelhança a cada zona do biorreator. Os principais resultados observados na simulação base para o processo de digestão anaeróbia são mostrados na Tabela 10.

Tabela 10: Principais resultados do processo de digestão anaeróbia – simulação base.

PARÂMETRO	RESULTADO
Taxa de aplicação de SSV no digestor	1,27 kg SSV/m ³ /d
Volume do digestor anaeróbio	4.900 m ³
Redução de sólidos voláteis	53%
Produção de biogás (@ 1 atm e 20°C)	2.884 m ³ /d
Conteúdo de metano no biogás	66%

A composição do lodo desaguado que deve ser retirado da ETE é mostrada na Tabela 11. São mostrados os principais parâmetros e compostos precipitados mais significativos no tratamento, de acordo com o modelo de precipitação química.

Tabela 11: Caracterização do lodo desaguado gerado na estação - simulação base.

PARÂMETRO	VALOR
Vazão (m ³ /d)	25
Teor de sólidos (%)	20
SST (kg/d)	5.065
SSV (kg/d)	2.840
Nitrogênio total (kg N/d)	220
Fósforo total (kg P/d)	144
Carbonato de cálcio – CaCO ₃ (kg/d)	0
Fosfato de cálcio – Ca ₃ (PO ₄) ₂ ·4H ₂ O (kg/d)	287
Estruvita – MgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O (kg/d)	378
Vivianita – Fe ₃ (PO ₄) ₂ ·8H ₂ O (kg/d)	0

Os precipitados são gerados principalmente no digestor anaeróbio, que possui concentrações elevadas de seus componentes e propicia as condições ideais de saturação requeridas para a precipitação química. Parte do nitrogênio e fósforo totais estão complexados nestes precipitados, como é possível observar pelas suas fórmulas químicas.

Finalmente, na Tabela 12 são mostradas as principais correntes da fase líquida, e sua composição, para a simulação base.

Tabela 12: Balanço de massa da fase líquida - simulação base.

PARÂMETRO	ESGOTO BRUTO	AFLUENTE PRIMÁRIO	EFLUENTE PRIMÁRIO	EFLUENTE DO BIOLÓGICO	EFLUENTE FINAL
Vazão (m ³ /d)	25.920	27.085	26.382	47.927	25.895
DQO (mg/L)	625	683	386	2.683	53
SST (mg/L)	375	433	178	3.083	10
SSV (mg/L)	313	354	146	1.856	6
Razão SSV/SST	0,83	0,82	0,82	0,60	0,60
DBO _{5,20} (mg/L)	313	335	206	790	< 5
pH	7,20	7,20	7,20	6,50	6,48
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	200	212	212	80	80
Nitrogênio total (mg N/L)	50,0	57,5	47,1	165,9	10,6
Amônia (mg N/L)	28,15	33,28	33,28	0,58	0,53
Nitrito e nitrato (mg N/L)	0,00	0,03	0,03	6,89	6,71
Fósforo total (mg P/L)	6,25	8,07	5,94	131,30	0,70

Serão apresentados a seguir os resultados da análise de projeto fatorial fracionado. Os 32 experimentos foram realizados no mesmo software de simulação, Sumo 19.3, variando os compostos mostrados na Tabela 7 entre o valor inferior e o valor superior. Um exemplo é dado:

As 16 simulações em que o fator nitrogênio amoniacal afluente foi definido sendo 35,19 mg N/L (valor superior) resultaram em uma concentração média de organismos oxidantes de amônia (OOA) de 59,9 mg/L. A concentração média de OOA quando a concentração de nitrogênio amoniacal afluente foi definida 21,11 mg N/L (valor inferior), a concentração média de OOA foi de 40,1 mg/L. Desta forma, o efeito do fator nitrogênio amoniacal sobre o resultado concentração de OOA no biorreator é de (60-40 =) 20 mg/L. Pelo valor mostrado na Figura 4, de concentração de OOA no biorreator de 49 mg/L na simulação base, tem-se que o efeito relativo de aumentar a concentração e amônia de 21,11 até 35,19 mg N/L é de um aumento de (19,8/49 =) 40%.

A mesma lógica é aplicada para todos os fatores e resultados observados. Efeitos positivos indicam que a variação do fator do valor inferior para o valor superior causou aumento do resultado. Efeitos negativos indicam que o aumento do fator reduziu o valor do resultado. A Tabela 13 mostra os efeitos relativos em resultados



selecionados no biorreator. Valores em negrito indicam os mais representativos (maiores do que o desvio padrão da amostra).

Tabela 13: Efeitos relativos em variáveis de interesse do biorreator.

FATOR	OHO	OAP	OAG	OOA	SSTA	Aeração
Ácidos graxos voláteis no esgoto bruto	7%	28%	268%	3%	13%	4%
DQOsb não AGV no esgoto bruto	14%	23%	1198%	-6%	16%	9%
DQOpb no esgoto bruto	28%	21%	472%	5%	17%	20%
DQOsn no esgoto bruto	4%	9%	361%	2%	3%	-2%
DQOpn no esgoto bruto	-1%	6%	-185%	10%	3%	4%
Organismos heterotróficos ordinários no esgoto bruto	6%	0%	-43%	8%	3%	5%
Amônia no esgoto bruto	-2%	-21%	-697%	40%	-5%	16%
Nitrato no esgoto bruto	2%	-15%	-340%	-6%	-2%	-3%
Ortofosfato no esgoto bruto	6%	9%	-787%	7%	3%	3%
Cálcio	2%	6%	-61%	6%	2%	3%
Temperatura	-26%	-10%	203%	-22%	-7%	6%
pH do esgoto bruto	-8%	-36%	578%	-10%	4%	-9%
Alcalinidade do esgoto bruto	-1%	10%	-1037%	8%	-5%	6%
Eficiência de remoção de sólidos no decantador primário	-33%	-27%	-761%	-12%	-41%	-22%
Volume do reator anaeróbico	-11%	7%	1672%	-11%	2%	-6%
Volume do reator anóxico	-4%	7%	-153%	-4%	-1%	-3%
Volume do reator aeróbico	-28%	-20%	-1359%	-20%	-14%	7%
Retorno de lodo ativado	5%	-7%	-199%	7%	5%	3%
Recirculação da zona anóxica para zona anaeróbia	-2%	24%	-177%	2%	1%	1%
Recirculação da zona aeróbia para zona anóxica	2%	2%	-1376%	9%	-6%	1%
Vazão de descarte de excesso de lodo ativado	-11%	-30%	-830%	-16%	-41%	-4%

Em que:

OHO: organismos heterotróficos ordinários

OAP: organismos acumuladores de fósforo

OAG: organismos acumuladores de glicogênio

OOA: organismos oxidantes de amônia

SSTA: sólidos suspensos no tanque de aeração

Aeração: demanda de ar soprado no interior do biorreator, mantendo concentração de oxigênio dissolvido de 2,0 mg/L

Os efeitos relativos na qualidade do efluente tratado é mostrado na Tabela 14.

Tabela 14: Efeitos relativos em variáveis de interesse no esgoto tratado.

FATOR	DQO	NHx	NOx	Pt
Ácidos graxos voláteis no esgoto bruto	-5%	-127%	-14%	-28%
DQOsb não AGV no esgoto bruto	6%	413%	-14%	-47%
DQOpb no esgoto bruto	6%	341%	-8%	-56%
DQOsn no esgoto bruto	47%	141%	-8%	3%
DQOpn no esgoto bruto	-5%	-655%	11%	21%
Organismos heterotróficos ordinários no esgoto bruto	-5%	-414%	15%	2%
Amônia no esgoto bruto	-6%	-175%	74%	52%
Nitrato no esgoto bruto	6%	349%	-3%	40%
Ortofosfato no esgoto bruto	-6%	-354%	-2%	84%
Cálcio	-6%	-339%	13%	-58%
Temperatura	5%	286%	1%	1%
pH do esgoto bruto	4%	651%	-21%	-165%
Alcalinidade do esgoto bruto	-5%	-658%	22%	65%
Eficiência de remoção de sólidos no decantador primário	6%	384%	7%	74%
Volume do reator anaeróbico	6%	658%	-13%	-30%
Volume do reator anóxico	6%	179%	-19%	-5%
Volume do reator aeróbico	-6%	-424%	11%	65%



FATOR	DQO	NHx	NOx	Pt
Retorno de lodo ativado	-6%	-197%	1%	11%
Recirculação da zona anóxica para zona anaeróbia	-6%	-176%	-2%	-17%
Recirculação da zona aeróbia para zona anóxica	-6%	-659%	-48%	6%
Vazão de descarte de excesso de lodo ativado	-4%	-351%	-3%	13%

Em que:

NHx: nitrogênio amoniacal.

NOx: nitrogênio como nitrito ou nitrato.

Pt: Fósforo total.

A Tabela 15 lista os efeitos relativos relacionados ao processo de digestão anaeróbia.

Tabela 15: Efeitos relativos em variáveis de interesse na digestão anaeróbia.

FATOR	VOLUME DO DIGESTOR	BIOGÁS	REDUÇÃO DE SSV
Ácidos graxos voláteis no esgoto bruto	1%	1%	0%
DQOsb não AGV no esgoto bruto	5%	7%	0%
DQOpb no esgoto bruto	29%	40%	5%
DQOsn no esgoto bruto	0%	0%	0%
DQOpn no esgoto bruto	3%	-1%	-5%
Organismos heterotróficos ordinários no esgoto bruto	3%	4%	0%
Amônia no esgoto bruto	-1%	-2%	0%
Nitrato no esgoto bruto	-1%	-1%	0%
Ortofosfato no esgoto bruto	1%	0%	0%
Cálcio	1%	0%	0%
Temperatura	-2%	-5%	-1%
pH do esgoto bruto	5%	2%	-1%
Alcalinidade do esgoto bruto	-2%	-2%	0%
Eficiência de remoção de sólidos no decantador primário	14%	19%	5%
Volume do reator anaeróbio	1%	2%	1%
Volume do reator anóxico	0%	0%	0%
Volume do reator aeróbio	-5%	-9%	-2%
Retorno de lodo ativado	-1%	-1%	-1%
Recirculação da zona anóxica para zona anaeróbia	0%	0%	0%
Recirculação da zona aeróbia para zona anóxica	-1%	-1%	0%
Vazão de descarte de excesso de lodo ativado	2%	6%	1%

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

De acordo com os resultados observados na Tabela 8, percebe-se que com os dimensionamentos mostrados na Tabela 9 foi possível atingir remoção de DBO de 99%, de amônia de 98% e de fósforo de 88%, permitindo atendimento aos objetivos de tratamento buscados para os três compostos. Também foi possível desnitrificação parcial, com a soma de nitrito e nitrato efluente igual a 6,7 mg/L.

A configuração UCT simulada, com zonas anaeróbia, anóxica e aeróbia, se mostrou eficaz para a remoção biológica dos nutrientes de interesse. As dimensões de cada zona são função principalmente da concentração afluente, de modo que foram moduladas para minimização dos poluentes. O volume de reação anaeróbia foi dimensionado para fermentar a DQOsb em AGV. Para que isso fosse possível, 20% do volume de reação foi definido como anaeróbio para minimização do fósforo efluente. O tempo de detenção hidráulico nominal na zona anaeróbia foi de 2,8 h, adequado segundo literatura técnica (WEF, 2017).

A zona anóxica contou com 10% do volume total de reação. Esta zona foi dimensionada para minimizar o nitrato efluente, de tal modo que a concentração do composto no efluente tratado e na corrente de recirculação para a zona anaeróbia sejam mínimos. O restante do volume do reator foi configurado como aeróbio (70%), de tal modo que a amônia e fósforo efluente atendessem aos objetivos de qualidade.

O perfil dos principais compostos de interesse está destacado na Figura 3. Na zona anaeróbia, percebe-se que houve diminuição da DQO rapidamente biodegradável: a fração fermentável foi convertida em AGV pelos organismos heterotróficos e a AGV formada na fermentação foi armazenada pelos organismos acumuladores de fosfato. Simultaneamente houve liberação de ortofosfato que estava armazenado no interior destes microrganismos. A diminuição da concentração de amônia observado na zona anaeróbia é efeito da diluição da corrente de recirculação anóxica.

Na zona anóxica a jusante, houve redução do nitrato a nitrogênio gasoso pelos organismos heterotróficos, utilizando DQO solúvel como substrato. Esta zona também tem a função de consumir qualquer concentração de oxigênio dissolvido vindo da zona aeróbia a jusante, para evitar a sua recirculação para a zona anaeróbia. Percebe-se pelos valores que ambas as funções da zona anóxica foram cumpridas (oxigênio e nitrato efluentes próximos a zero).

Ao final do biorreator, na zona aeróbia, nota-se que houve oxidação da matéria orgânica solúvel restante pelos organismos heterotróficos e da amônia por organismos autotróficos, com geração de nitrato. O processo de nitrificação causa grande consumo de alcalinidade nesta zona, e mesmo com a desnitrificação a montante recuperando parte desta, o saldo de alcalinidade ainda foi negativo na simulação base. Por esse motivo, foi simulada adição de alcalinidade externa, na forma de cal hidratada, ou cal extinta (Ca(OH)_2). Buscando manter concentração de alcalinidade em 80 mg CaCO_3/L a massa de cal adicionada foi de 155 kg/d.

De maneira geral o modelo de lodos ativados mostrou-se satisfatório para simular os processos biológicos que ocorrem no biorreator, possuindo as principais reações e simulando as populações de microrganismos que compõe o processo de lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e fósforo. A Figura 4 traz a distribuição da biomassa ativa em cada uma das zonas do biorreator simulado. Percebe-se inicialmente que a concentração de todos os microrganismos é menor na zona anaeróbia, que é esperado na configuração UCT. Como neste arranjo o retorno de lodo ativado do decantador secundário não passa pela zona anaeróbia, a concentração de biomassa acaba sendo inferior e função apenas da razão de recirculação entre a zona anóxica e anaeróbia. Nas condições simuladas, a biomassa era composta por 19% de organismos acumuladores de fósforo, 5% por organismos autotróficos (nitrificantes) e o restante por organismos heterotróficos. Destaca-se também a inibição da população de organismos competidores aos acumuladores de fósforo, ou seja, os acumuladores de glicogênio (1% da biomassa ativa). Estes são indesejados no processo de remoção biológica de fósforo, pois acumulam AGV na forma de glicogênio, não permitindo que esta esteja disponível para o armazenamento pelos removedores de fósforo.

Em função das zonas não aeradas a montante da zona aeróbia, grande parte da matéria orgânica solúvel já havia sido oxidada sem consumo de ar. E mesmo com nitrogênio amoniacal representando apenas 56% do nitrogênio total afluente, os resultados de taxas de consumo de oxigênio carbonácea e nitrogenada (Tabela 9) confirmam que a maior parcela do consumo de oxigênio na estação é devido a nitrificação (54%), o que salienta a importância de considerar esta parcela no projeto de sistemas de aeração. Devido as temperaturas observadas no Brasil, é inevitável que sistemas de lodos ativados com idade do lodo superior a 3-4 dias nitrifiquem, portanto é importante esta consideração mesmo quando nitrificação não é desejada.

A produção de lodo foi calculada em função da remoção de sólidos suspensos no decantador primário, e do descarte de excesso de lodo para manter a idade do lodo do sistema UCT em 10 dias. A vazão de lodo adensado foi então encaminhada para o digestor anaeróbio, dimensionado para manter 18 dias de detenção hidráulica. A taxa de aplicação de sólidos voláteis no digestor foi de 1,27 kg SSV/ m^3/d , valor próximo ao intervalo inferior que caracteriza um digestor de alta taxa segundo NBR 12209:2011 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2011). Valores maiores podem ser obtidos caso o adensamento a montante concentre mais o lodo.

O processo de digestão anaeróbia é simulado mecanisticamente, ou seja, representando os principais microrganismos e processos atuantes. A taxa de hidrólise foi ajustada no modelo original para manter a redução de sólidos voláteis na faixa típica de 50% a 60% (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). O valor obtido após o ajuste foi de 53% (Tabela 10), considerado adequado.

O software SPI estimou produção de biogás em 2.884 m^3/d na simulação base, o que representa 0,85 m^3/kg SSV reduzido. A faixa de valores usuais é de 0,75 a 1,12 m^3/kg SSV (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016), mostrando que a estimativa é condizente com dados reais. Segundo von Sperling e Chernicharo (2005), o conteúdo de

metano no biogás gerado na digestão anaeróbia varia entre 62-70% mostrando que o resultado de 66% é válido. Outra maneira de se avaliar a produção de biogás é em relação a produção de metano. É estimada uma produção de 0,35 m³ de metano por kg de DQO consumida no digestor (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012), e segundo os resultados do modelo, é obtido 0,32 m³/kg DQO.

Após a digestão há concentração do lodo na unidade de desaguamento, que eleva o teor de sólidos até 20% e permite que o lodo seja retirado da ETE. Embora equipamentos modernos possam conseguir valores de até 28% para lodo digerido anaerobiamente (WEF, 2017), o valor de 20% foi selecionado pois o lodo de processos de remoção biológica de fósforo possui características pobres de desaguamento (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016).

Na Tabela 11 são mostradas as principais características do lodo desaguado, em termos de massas dos compostos. A precipitação não intencional de estruvita, ou magnésio-amônio-fosfato (MAP) é um conhecido problema operacional observado em estações que promovem remoção biológica de fósforo (TCHOBANOGLIOUS et al., 2016; WEF, 2017). A destruição dos organismos acumuladores de fósforo na digestão anaeróbia libera o fósforo armazenado no interior de suas células, que pode então reagir com amônia também liberada e magnésio normalmente presente em águas residuárias.

De acordo com a simulação, a massa de estruvita representa 7% da massa de sólidos no lodo desaguado. O modelo também considera outros precipitados, como o carbonato de cálcio e vivianita que estão presentes em quantidades insignificantes devido ao pH neutro e a ausência de íons ferro no sistema, respectivamente. O fosfato de cálcio, no entanto, está presente em quantidades próximas à da estruvita (6%) devido em parte a adição de cálcio na forma de cal, mas também pelo processo de remoção biológica de fósforo, que propicia este fenômeno (MAURER et al., 1999). O fósforo, sendo um elemento conservativo no tratamento de esgotos (diferente da matéria orgânica e nitrogênio) mantém seu balanço de massa através dos processos da ETE. No caso da simulação base realizada, 89% da massa total de fósforo afluente de 162 kg/d foi removido da fase líquida e será retirado da estação pela corrente de lodo.

Observando-se os resultados da Tabela 13, percebe-se grande dependência da biomassa ativa no biorreator para diversos fatores analisados. De maneira geral a DQO biodegradável (solúvel ou particulada) apresentou efeitos significativos sobre a biomassa ativa e sobre a concentração de sólidos suspensos totais. Este fator também causou maior aumento observado na demanda de aeração, pela maior necessidade de oxidá-la de maneira aeróbia. Outros fatores que afetaram a demanda de ar foram a temperatura, de maneira positiva, e a eficiência do decantador primário, de maneira negativa. A temperatura, de maneira geral, diminui a concentração de biomassa ativa e sólidos suspensos no biorreator, devido a atividade mais acelerada dos microrganismos e ao decaimento celular mais rápido.

Um dos fatores que mais influenciou os resultados de interesse no biorreator foi a eficiência do decantador primário a montante, destacando a importância de seu projeto cauteloso e análise de cenários com variação de sua eficiência, para projeto da ETE.

A concentração de amônia afluente teve forte efeito negativo na concentração de organismos acumuladores de fosfato. Entende-se que este efeito deve ser considerado conjuntamente ao volume do reator anóxico. A concentração de amônia em excesso, se não desnitrificada completamente no reator anóxico, causa retorno de nitrato ao reator anaeróbio, comprometendo sua integridade, e inibindo crescimento de biomassa acumuladora de fósforo. O efeito observado do nitrogênio amoniacal sobre a concentração de fósforo total efluente colabora com essa análise (Tabela 14). De maneira semelhante, a presença de nitrato no esgoto bruto, possível quando há contribuições industriais na rede, também possui grande efeito negativo na população de OAP e na concentração de fósforo efluente.

Observou-se que as populações de OAP e OAG são aquelas com maiores respostas a variações operacionais, de projeto e a concentrações no esgoto bruto, demonstrando que o projeto de sistemas com remoção biológica de fósforo deve possuir boa caracterização do esgoto bruto. A competição entre as duas diferentes populações de microrganismos é sensível a diversos parâmetros e o projeto para a dominância da população correta (acumuladores de fósforo) é complexo. Por este motivo, é importante salientar a presença de tratamento terciário em ETEs em que o limite de descarte de fósforo total é muito restritivo.

Os fatores de projeto que resultaram em maiores efeitos sobre a biomassa foram a vazão de descarte de excesso de lodo e o volume do biorreator aeróbio, com consideráveis efeitos negativos sobre estes parâmetros. As razões

de recirculação interna e o volume do reator anaeróbio são importantes para o equilíbrio de acumuladores de fósforo e de glicogênio. Os fatores com efeitos pouco expressivos na análise do biorreator foram:

- DQOsn no esgoto bruto
- DQO_{pn} no esgoto bruto
- Organismos heterotróficos ordinários no esgoto bruto
- Nitrato no esgoto bruto
- Cálcio
- Alcalinidade do esgoto bruto
- Volume do reator anóxico
- Retorno de lodo ativado

Como visto na Tabela 14, a concentração de DQO efluente é afetada somente pela concentração de DQOsn. Isso demonstra que o efluente possui remoção praticamente completa da matéria orgânica biodegradável afluente, restando apenas DQO não biodegradável no efluente. A amônia efluente, por sua vez, mostrou-se altamente variável e função e diversos fatores avaliados. No entanto, é importante salientar que os efeitos apresentados são relativos, sendo assim o maior valor absoluto dos efeitos apresentados é de -0,99 mg N/L, para variação da temperatura. Sendo assim, não é assertivo fazer análises dos efeitos sobre a amônia afluente, visto que os sistemas biológicos podem possuir flutuações diárias maiores do que este efeito.

A concentração de nitrato efluente é fortemente afetada pela concentração de nitrogênio amoniacal afluente e pela recirculação para a zona anóxica, positiva e negativamente, respectivamente. O fósforo no esgoto tratado sofre influência de diversos fatores, como o pH, que influencia na dosagem de cal e favorece a precipitação de fosfato de cálcio no modelo. Por esse mesmo motivo, a maior presença de cálcio no esgoto bruto tem efeito negativo sobre o fósforo, favorecendo sua precipitação.

Pela maneira que o modelo foi estruturado, a maior alcalinidade afluente aumentou a concentração de fósforo efluente, pois menos hidróxido de cálcio foi adicionado para manter a alcalinidade efluente estável, diminuindo a remoção química do composto. Como esperado, o volume do reator anaeróbio possui efeito de redução da concentração de fósforo efluente, sendo o contrário observado para o reator aeróbio. Isso pode ser explicado por maior nitrificação (consequente maior retorno de nitrato para zona anaeróbia) e também possivelmente devido a liberação secundária de fósforo por excesso de tempo de detenção aeróbio.

Finalmente, foram observados os efeitos na digestão anaeróbia. Como mostrado na Tabela 15, os únicos fatores que afetaram a digestão anaeróbia foram: a DQO_{pb}, a DQO_{pn}, e a eficiência do decantador primário. A concentração de DQO_{pb} possui efeito combinado com a eficiência do decantador primário. Ambos aumentam a carga (e vazão) de lodo primário afluente ao digestor, que por sua vez demanda maior volume de reação e permite maior destruição de voláteis e produção de biogás. A DQO_{pn} tem efeito contrário, diminuindo a carga de material biodegradável afluente que por sua vez tem efeito negativo na produção de biogás.

CONCLUSÕES

Uma ETE com processo de remoção biológica de fósforo (configuração UCT) e digestão anaeróbia foi modelado e simulado utilizando software de simulação de planta inteira. A estação foi simulada com sucesso, utilizando-se critérios de projeto aplicados em escala real, permitindo crescimento de populações dos microrganismos de interesse tais como organismos heterotróficos, organismos autotróficos nitrificantes, e organismos acumuladores de fósforo.

A simulação base utilizou características de esgoto típico brasileiro, e atingiu níveis de fósforo e nitrogênio amoniacal inferiores a 1,0 mg/L. A configuração UCT também permitiu desnitrificação, atingindo 6,7 mg/L de nitrato.

Foi realizada análise de projeto fatorial fracionado para avaliação de 21 fatores selecionados, tanto de características do esgoto bruto e também de projeto da ETE. O software respondeu como esperado pelo conhecimento atual para todos, validando o modelo, e também permitiu destacar a importância de certos fatores pouco considerados no projeto de uma ETE.

A concentração de matéria orgânica biodegradável possui grande efeito sobre a concentração de biomassa ativa no biorreator, indicando que o fracionamento adequado do esgoto bruto afluente é um fator importante a ser levado em consideração no projeto. A variação desta fração no esgoto bruto teve efeito positivo de 16% na concentração de sólidos suspensos no biorreator, um dos mais importantes critérios de projeto. A fração particulada possui o maior efeito positivo observado na aeração.

Observou-se que a população de organismos acumuladores de fósforo é a mais sensível a variações operacionais, de projeto e a concentrações no esgoto bruto. A sua competição com organismos acumuladores de glicogênio foi visualizada nos resultados e demonstra de diversos fatores podem influenciar na dominância das diferentes populações. Isso demonstra que o projeto de sistemas com remoção biológica de fósforo deve possuir boa caracterização do esgoto bruto, e um dimensionamento criterioso do processo, que pode ser auxiliado por ferramentas sofisticadas como simuladores de processos de tratamento.

O processo de digestão anaeróbia se mostrou pouco suscetível a variações operacionais ou do esgoto bruto, sofrendo efeitos apenas da fração biodegradável particulada e da eficiência do decantador primário.

De maneira geral o software SPI se mostrou uma ferramenta versátil para o projeto e avaliação de estações de tratamento de esgotos, em especial aquelas com remoção de nutrientes, que possuem arranjo complexo e populações de microrganismos utilizando diversos compostos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro.

BOX, George E. P.; HUNTER, J. Stuart; HUNTER, Willian Gordon. **Statistics for Experimenters: Design, Innovation, and Discovery**. 2nd. ed. Hoboken, New Jersey: Wiley-Interscience, 2005.

DOLD, Peter L.; EKAMA, George A.; MARAIS, Gerrit v. R. **A general model for the activated sludge process**. [s.l.] : International Association on Water Pollution Research/Pergamon Press Ltd, 1980. v. 12 DOI: 10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8>.

GERNAEY, Krist V.; VAN LOOSDRECHT, Mark C. M.; HENZE, Mogens; LIND, Morten; JØRGENSEN, Sten B. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. **Environmental Modelling and Software**, [S. l.], v. 19, n. 9, p. 763–783, 2004. DOI: 10.1016/j.envsoft.2003.03.005.

HENZE, Mogens; GRADY JR., C. P. Leslie; GUJER, Willi; MARAIS, Gerrit v. R.; MATSUO, Tomonori. **Activated Sludge Model No. 1**. London: IAWPRC, 1987.

HENZE, Mogens; GUJER, Willi; MINO, Takahashi; MATSUO, Tomonori; WENTZEL, Mark C.; MARAIS, Gerrit v. R.; VAN LOOSDRECHT, Mark C. M. Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. **Water Science & Technology**, [S. l.], v. 39, n. 1, p. 165–182, 1999. DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00829-4.

HENZE, Mogens; VAN LOOSDRECHT, Mark C. M.; EKAMA, George A.; BRDJANOVIC, Damir. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design**. 1st. ed. London, UK: IWA Publishing, 2008. DOI: 10.2166/9781780401867. Disponível em: <https://iwaponline.com/ebooks/book/59/>.

MARAIS, Gerrit v. R.; EKAMA, George A. The Activated Sludge Process Part I - Steady State Behaviour. **Water SA**, [S. l.], v. 2, n. 4, p. 164–200, 1976.

MAURER, Max; ABRAMOVICH, D.; SIEGRIST, Hansruedi; GUJER, Willi. Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. **Water Research**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 484–493, 1999. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00221-8. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135498002218>.

PETERSEN, Britta; GERNAEY, Krist V.; HENZE, Mogens; VANROLLEGHEM, Peter A. Calibration of Activated Sludge Models: A Critical Review of Experimental Designs. [S. l.], p. 101–186, 2013. DOI: 10.1007/978-94-017-0932-3_5.

RIEGER, Leiv; GILLOT, Sylvie; LANGERGRABER, Günter; OHTSUKI, Takayuki; SHAW, Andrew; TAKÁCS, Imre; WINKLER, Stefan. Guidelines for Using Activated Sludge Models. **Water Intelligence Online**, London, UK, v. 11, p. 281, 2013. DOI: 10.2166/9781780401164. Disponível em:

<https://iwaponline.com/ebooks/book/630/>.

TCHOBANOGLIOUS, George; STENSEL, H. David; TSUCHIHASHI, Ryujiro; BURTON, Franklin. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. G. M. **Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems**. 2nd. ed. London, UK: IWA Publishing, 2012. DOI: 10.2166/9781780400808. Disponível em: <https://iwaponline.com/ebooks/book/622/>.

VARGA, Erika et al. Recent advances in bio-P modelling – a new approach verified by full-scale observations. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 78, n. 10, p. 2119–2130, 2018. DOI: 10.2166/wst.2018.490. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article/78/10/2119/64990/Recent-advances-in-bioP-modelling-a-new-approach>.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. 1st. ed. London, UK: IWA Publishing, 2005. v. 1 DOI: 10.2166/9781780402734. Disponível em: <https://iwaponline.com/ebooks/book/131/>.

WEF. **Design of Water Resource Recovery Facilities, MOP 8**. Sixth ed. Alexandria, VA, USA: WEF Press, 2017.

1