

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

Viviane Furtado Velho

ESTUDO DA MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO EM
SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS PARA ESGOTOS
SANITÁRIOS

Florianópolis

Maio, 2015

**ESTUDO DA MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO EM
SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS PARA ESGOTOS
SANITÁRIOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.

Coorientadores: Prof. Paola Foladori, Dra. e Prof. Gianni Andreottola, Dr.

Florianópolis

Maio, 2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Velho, Viviane Furtado
ESTUDO DA MINIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO EM SISTEMAS
DE LODOS ATIVADOS PARA ESGOTOS SANITÁRIOS / Viviane
Furtado Velho ; orientadora, Rejane Helena Ribeiro da
Costa ; coorientador, Paola Foladori e Gianni Andreottola.
- Florianópolis, SC, 2015.
182 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Esgoto. 3. Lodo ativado. 4.
Redução de lodo. 5. Solubilização da matéria orgânica e lise
celular. I. Costa, Rejane Helena Ribeiro da. II. Gianni
Andreottola, Paola Foladori e. III. Universidade Federal
de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental. IV. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

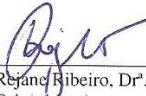
“Estudo da Minimização da Produção de Lodo em Sistemas de Lodos Ativados Para Esgotos Sanitários”

Viviane Furtado Velho

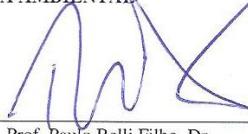
A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL

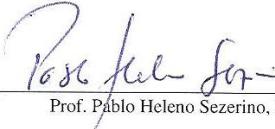
Aprovado por:



Prof.^a. Helena Rejane Ribeiro, Dr.^a.
(Orientadora)



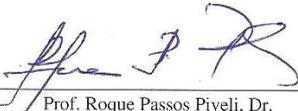
Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



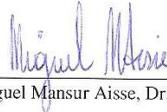
Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.



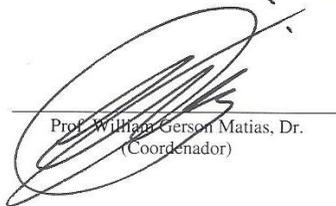
Prof.^a. Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.^a.



Prof. Roque Passos Piveli, Dr.



Prof. Miguel Mansur Aisse, Dr.



Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MAIO/2015

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à professora Rejane por todos os anos de orientação, conhecimento, amizade e confiança.

As amigas e colegas de projeto Cláudia e Sandra, pela dedicação, troca de conhecimentos e convivência. Aos bolsistas e voluntários Gilberto, Luiz, Lucas, Leonardo, Mauricio e Ana pelo apoio e horas dedicadas ao LIMA.

Aos amigos do LABEFLU, que ajudaram de várias maneiras, Jamile, Wanderli, Rodrigo, Heloísa, Lorena e Jorge.

Ao Bruno por todo apoio, orientações, “i-conhecimentos”, paciência e amizade. À Eliane e ao Vitor e outros que colaboraram no trabalho de laboratório. Ao Cadu pelas correções, contribuições e revisões do português, além do apoio, carinho e compreensão pela mudança de planos, e os dias de estudos juntos.

À UFSC, ao PPGEA, aos colegas e a todos os professores do curso. À banca, pelo aceite e contribuições.

Ao CNPq, pela bolsa de doutorado. Ao programa Ciências Sem Fronteiras e a CAPES pelo financiamento do doutorado Sanduíche. À FAPESC, CASAN, UFSC e CAPES pelo financiamento da pesquisa.

Vorrei ringraziare la professoressa Paola Foladori e il professore Gianni Andreottola, i miei relatori in Italia, per la accoglienza nella loro Istituzione e per la disponibilità e la contribuzione a questa tesi. Ringrazio anche Michele, Roberta e Laura per la loro aiuta durante lo svolgimento di questa tesi. Un ringraziamento speciale all'Agenzia per la Depurazione della Provincia Autonoma di Trento e il personale dell'impianto di Levico, per la possibilità di svolgere parte di questa tesi nei depuratori di Levico e Trento Nord e per la raccolta dei dati necessari alle elaborazioni finali.

À toda minha família e amigos que estiveram sempre ao meu lado, proporcionando alegrias e incentivando nos momentos difíceis.

RESUMO

A produção de lodo em sistemas de lodos ativados é um grande desafio na gestão de estações de tratamento de esgotos (ETE), tanto pela crescente população servida por sistemas de coleta e tratamento de efluentes, quanto pelas regulamentações ambientais mais restritivas com relação à sua disposição final. Nesse sentido, a exploração e o desenvolvimento de processos que promovam a redução da produção deste resíduo têm sido muito incentivados. Citam-se, por exemplo, os processos baseados em teorias como a lise celular/crescimento críptico, o metabolismo desacoplado e o decaimento endógeno. O presente estudo teve como objetivo identificar os processos mais promissores para redução da produção de lodo em sistemas de lodos ativados, baseado na sua eficiência e interferência no tratamento do efluente (em escala bancada), estudando seus mecanismos de ação e verificando as potenciais condições de otimização do processo (em escala real). Os resultados obtidos em escala de bancada na UFSC, referentes à aplicação de métodos físico-químicos e biológicos, revelaram que algumas técnicas já consolidadas mundialmente como a cloração e a desintegração ultrassônica apresentam eficiência satisfatória, com redução de 25 a 55% da produção de lodo. No entanto, provocam alterações na qualidade do lodo, como a proliferação de organismos filamentosos, diminuindo o desempenho do tratamento. O processo *oxic-settling-anaerobic* (OSA) (transição entre condições aeróbias/anaeróbias do lodo) foi a alternativa mais eficiente, com redução do lodo excedente entre 50 a 60%, apresentando inclusive melhoras na qualidade do efluente, com eficiências superiores a 90% para DBO e um aumento de 50% na remoção de amônia quando comparado ao sistema controle. O monitoramento de uma estação de tratamento de esgotos em escala real, utilizando um reator anaeróbio (sistema tipo OSA), em paralelo ao processo de lodos ativados, para a redução de lodo excedente, permitiu verificar o rendimento do processo, bem como possibilitou identificar parâmetros-chaves para se alcançar a redução de lodo, dentre os quais estão a taxa de recirculação do lodo (recomendada como sendo de 10%) e a idade do lodo global do sistema. Os resultados indicaram que a redução da produção de lodo varia entre 10 a 30%, e pode estar associada à desaceleração da cinética de crescimento da biomassa, juntamente com a solubilização dos compostos orgânicos em condições anaeróbias, enquanto o decaimento e a lise celular ocorrem principalmente em condições aeróbias. A alternância entre condições aeróbias/anaeróbias pode ser considerada o ponto chave para a redução de lodo nos sistemas do tipo OSA.

Palavras-chave: esgoto, lodo ativado, redução de lodo, solubilização da matéria orgânica, decaimento da biomassa, lise celular.

ABSTRACT

The amount of excess sludge production in activated sludge system is one of the most critical challenges in the field of sewage treatment. Considering this amount is set to rise, once the preservation of water sources and the more stringent effluent regulations have increased the population connected to the sewage treatment network. Thus, various approaches to reduce the production of excess sludge in the wastewater treatment plants (WWTP), such as lyses/cryptic growth, uncoupled metabolism and endogenous decay, have been encouraged. This study aimed (1) identify the more promising sludge reduction process based on its capacity to maintain the effluent quality and the sludge properties (bench scale experiment); (2) study the reduction mechanisms and verify the potential operational conditions that could optimize the sludge reduction process (real scale experiment). The bench scale experiment showed that the physical-chemical sludge reduction alternatives, such as chlorination and ultrasonic disintegration, whilst presented good sludge reduction (reduction of 25 to 55% on sludge production), these processes triggered changes on sludge quality resulting in a decline on treatment performance. OSA (oxic-settling-anaerobic) process was the most efficient sludge reduction alternative, with 50 – 60% of sludge reduction, and the process also presented an improvement on effluent quality, BOD removal efficiencies remained over 90% and increase 50% of the nutrient removal efficiencies compared to control system. The real scale experiment monitored a modified activated sludge system based on OSA-like process. The process presented a sludge reduction of 10 – 30%, which could be attributed to a decrease on biomass growth kinetics in association with organic matter solubilisation under anaerobic conditions. The sludge decay and cellular lyses occurred mainly under aerobic conditions. The transition from anaerobiosis to aerobiosis appeared one of the key points of sludge reduction in the OSA-like process and the repeated alternation between aerobic and anaerobic conditions could reduce the overall biomass even if the cryptic-growth is included.

Keywords: municipal wastewater, activated sludge, sludge reduction, organic matter solubilisation, biomass decay, cellular lyses.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de um sistema de lodos ativados.	35
Figura 2 – Esquema simplificado das fontes de produção de lodo no tratamento biológico de efluentes.	40
Figura 3 – Esquema ilustrativo da lise celular/crescimento críptico.	48
Figura 4 – Cadeia respiratória – metabolismo acoplado.	52
Figura 5 – Fluxograma esquemático do processo Cannibal [®]	59
Figura 6 – Esquema do fluxo do efluente. A) No Sistema Experimental I; B) Nos reatores em bancada (corte lateral).	65
Figura 7 – Reatores biológicos. A) Vista frontal e B) Detalhe lateral.	66
Figura 8 – A) Vista panorâmica da ETE Levico; B) Esquema da linha de tratamento do efluente; C) Esquema da linha de tratamento do lodo.	72
Figura 9 – Esquema de funcionamento do sistema Cannibal [®]	74
Figura 10 – Esquema das fases de funcionamento do sistema Cannibal [®]	76
Figura 11 – Esquema do reator utilizado no experimento.	80
Figura 12 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido com o tempo, durante a execução do método respirométrico.	84
Figura 13 – Status fisiológico das células bacterianas e critérios para identificação. Células lisadas são quantificadas pela diferença no número total de células em dois diferentes tempo (0,t).	90
Figura 14 – Comportamento da taxa específica de consumo de oxigênio (TCO _E) no Sistema Experimental I: reator controle e reatores de redução de lodo. A) Etapa 1; B) Etapa 2.	105
Figura 15 – Lodo biológico. A) <i>Aspidisca</i> sp. (400x); B) <i>Arcella</i> sp. (100x); C) <i>Vorticellas</i> sp. (100x); D) <i>Rotatoria</i> sp. (400x) E) Zoogléia (400x); F) Bactérias filamentosas (100x).	107

Figura 16 – Comportamento do SST e do IVL no liquor misto durante as fases de monitoramento.	117
Figura 17 – Coeficientes de produção celular verificados nas fases LAC ₁ , CA ₁ e CA ₂	118
Figura 18 – Relação entre Y_{obs} e θ_c considerando-se os resultados de todas as fases monitoradas.	121
Figura 19 – Coeficientes de produção celular verificados nas fases LAC ₁ , LAC ₂ e CA _{1*}	127
Figura 20 – Variação da velocidade específica de consumo do substrato pelas bactérias heterótrofas no lodo ativado e no lodo Cannibal [®] antes (LAC ₂) e após (CA _{1*}) a repartida do sistema Cannibal [®]	128
Figura 21 - Variação da velocidade específica de consumo do substrato pelas bactérias autótrofas no lodo ativado e no lodo Cannibal [®] antes (LAC ₂) e após (CA _{1*}) a repartida do sistema Cannibal [®]	129
Figura 22 – Concentração de DQO solúvel nas amostras de lodo da ETE Levico.	130
Figura 23 – Concentração de NH ₄ ⁺ -N nas amostras de lodo da ETE Levico.	131
Figura 24 – Concentração de A) Fósforo total e B) Ortofosfato nas amostras de lodo da ETE Levico.	133
Figura 25 – Células totais: perfis dos testes em bateladas.	135
Figura 26 – Células viáveis: perfis dos testes em bateladas.	136
Figura 27 – Células mortas: perfis dos testes em bateladas.	137
Figura 28 – Percentual das células ativas nos testes em bateladas.	139
Figura 29 – Perfis de DQO solúvel (A) e de NH ₄ ⁺ -N (B) nos testes em bateladas.	141

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros operacionais típicos em variantes do processo de lodos ativados.....	36
Tabela 2 – Fontes de sólidos e lodo em uma estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados.	37
Tabela 3 – Classificação da microfauna de um sistema de lodos ativados.	42
Tabela 4 – Características do afluente e condições operacionais dos reatores na Etapa 1.....	69
Tabela 5 – Características do afluente e condições operacionais dos reatores na Etapa 2.....	71
Tabela 6 – Dados de projeto da ETE Levico.	73
Tabela 7 – Dimensão das unidades componentes da ETE Levico.	73
Tabela 8 – Configurações de operação da ETE Levico durante o período de janeiro 2005 a outubro de 2013.....	78
Tabela 9 – Configurações de operação da ETE Levico durante o período de outubro de 2013 a junho de 2014.....	78
Tabela 10 – Condições operacionais do teste em cada reator.	79
Tabela 11 – Métodos e frequência das análises no Sistema Experimental I.	81
Tabela 12 – Método e frequência das análises no Sistema Experimental II.	85
Tabela 13 – Unidades presentes na ETE Levico e as contribuições de sólidos utilizados para quantificar a produção de lodo do sistema.	87
Tabela 14 – Testes respirométricos realizados.....	89
Tabela 15 – Classificação da sedimentabilidade de acordo com o IVL...	92
Tabela 16 – Resultados médios obtidos para OD, pH, temperatura e vazão média nos reatores em bancada do Sistema Experimental I.	96

Tabela 17 – Características do afluente e do efluente para as variáveis DQO e DBO durante o período de operação dos reatores.	98
Tabela 18 – Características do afluente e do efluente para as variáveis NH_4^+ -N e SST durante o período de operação dos reatores.....	100
Tabela 19 – Valores de sólidos suspensos totais, do índice volumétrico de lodo (IVL), da idade do lodo (θ_c) e do coeficiente de produção celular (Yobs).	102
Tabela 20 – Dados do monitoramento e caracterização do afluente da ETE Levico.	111
Tabela 21 – Parâmetros operacionais do sistema Cannibal®.	112
Tabela 22 – Massa de SST na ETE Levico e valores de θ_c durante as fases de monitoramento.	114
Tabela 23 – Concentrações no efluente e eficiências de remoção das principais variáveis na avaliação do desempenho do sistema. (Ef. = eficiência).....	115
Tabela 24 – Percentual de redução da produção de lodo entre as configurações de lodo ativado modificado e lodo ativado convencional.	119
Tabela 25 – Balanço de sólidos dentro das unidades do sistema no período entre 30/10/13 a 30/06/14.	124
Tabela 26 – Produção de sólidos e remoção de DQO no sistema entre o período de 30/10/13 a 30/06/14 (fase CA ₁ *).	125
Tabela 27 – Sólidos totais produzidos no sistema durante a fase CA ₁ *.	126
Tabela 28 – Percentual de redução da produção de lodo entre as fases de operação de lodo ativado modificado e lodo ativado convencional.....	126
Tabela 29 – Taxas de decaimento das células totais, células viáveis e células mortas sob condições aeróbias.....	143
Tabela 30 – Liberação de DQO solúvel nos testes devido a hidrólise do lodo ou lise celular.	147

LISTA DE SÍMBOLOS

α	Fator de correção da temperatura
ΔDQO	Quantidade de acetato de sódio adicionada em termos de DQO
$\Delta DQO_{removida}$	A massa de DQO removida diariamente
ΔNH_4	Quantidade de substrato amoniacal consumido
ΔO_2	Quantidade de oxigênio consumido
ΔO_{sto}	Quantidade de oxigênio consumido no acúmulo de substrato
ΔSSV	Diferença da concentração de sólidos suspensos voláteis antes e depois da aplicação do procedimento de minimização
$\Delta X_{CA,1}$	Variação de sólidos no reator anaeróbio 1 calculado como variação média diária
$\Delta X_{CA,2}$	Variação de sólidos no reator anaeróbio 2 calculado como variação média diária
ΔX_i	Variação de sólidos nos tanques de oxidação calculado como variação média diária
$\Delta X_{unidades}$	Massa de sólidos dentro do sistema
$\lambda_{absorção}$	Comprimento de onda de absorção
$\lambda_{emissão}$	Comprimento de onda de emissão
θ_c	Idade do lodo
A/M	Relação Alimento Microrganismos
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADEP	Agenzia per la Depurazione della Provincia Autonoma di Trento
A_i	Área do i-énésimo elemento trapezoidal
ANOVA	Análise de variância
AOB	Bactérias oxidadoras de amônia
ATP	Adenosina Trifosfato
ATU	Aliltioureia
b	Coefficiente de respiração endógena
b_{CM}	Taxa de decaimento das células mortas
b_{CT}	Taxa de decaimento das células totais
b_{CV}	Taxa de decaimento das células viáveis
BCECF-AM	Corante para identificação das células ativas
$C_5H_7NO_2$	Fórmula empírica de composição das bactérias
$C_{19}H_{19}N_7O_6$	Ácido fólico

C_A	Concentração do afluente
C_E	Concentração do efluente
CA	Reator anaeróbio – Cannibal®
CA_1	Lodo ativado modificado – 1 reator anaeróbio/fase 1
CA_2	Lodo ativado modificado – 2 reatores anaeróbios
CA_{1*}	Lodo ativado modificado – 1 reator anaeróbio/fase 2
CA-anaeróbio-aeróbio	Teste com lodo Cannibal® em condições anaeróbia e aeróbia
CA-teste	Teste com lodo Cannibal® em condições anaeróbia e aeróbia
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
Cd	Cádmio
C_{efl}	Concentração de SST no efluente
Cl_2	Cloro
ClO_2	Dióxido de cloro
CM	Número de células mortas no tempo t
CM_0	Número de células mortas no tempo 0
CO_2	Dióxido de Carbono
Conama	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
C_s	Conteúdo de carbono por unidade de volume celular (assumido $310 \text{ fgC} \cdot \mu\text{m}^{-3}$)
CT	Número de células totais no tempo t
CT_0	Número de células totais no tempo 0
Cu	Cobre
CV	Número de células viáveis no tempo t
CV_0	Número de células viáveis no tempo 0
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO_{rem}	Concentração de DBO removida pelo procedimento de minimização
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO_{afl}	Demanda Química de Oxigênio no afluente
DQO_{efl}	Demanda Química de Oxigênio no efluente
DQO_{rem}	Remoção de matéria orgânica em termos de DQO
E	Eficiência
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>

EB	Esgoto Bruto
ENS	Engenharia Sanitária e Ambiental
EPS	Polímeros extracelulares
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ETEI	Estação de Tratamento de Efluente Industrial
FAPESC	Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
FCM	Citometria em Fluxo
FISH	Hibridização Fluorescente <i>in situ</i>
H ₂ O	Água
IVL	Índice Volumétrico do Lodo
ka	Coefficiente de decaimento celular em condição anaeróbia
K _s	Constante de semisaturação do substrato
K _N	Constante de semisaturação do substrato amoniacal
K _{N,AOB}	Constante de semisaturação de oxidação da amônia
K _{N,NOB}	Constante de semisaturação de oxidação do nitrato
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LAC ₁	Lodo Ativado Convencional fase 1
LAC ₂	Lodo Ativado Convencional fase 2
LAC-aeróbio	Teste controle – lodo ativado em condição aeróbia
LBBMM	Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microorganismos
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente
LISA	Laboratorio di Ingegneria Sanitaria e Ambientale
Mo	Molibdênio
N ₂	Nitrogênio
NaClO	Hipoclorito de sódio
NBR	Norma Brasileira
N-DN	Tanque de desnitrificação
NH ₄ ⁺ -N	Nitrogênio Amoniacal
Ni	Níquel
NOB	Bactérias oxidadoras de nitrato
NO ₂ ⁻ N	Nitrato

$\text{NO}_3^- \text{N}$	Nitrato
N-OX 2	Tanque de oxidação 2
N-STAB	Tanque digestão aeróbia
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O_2	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
ORP	Potencial de oxirredução
OSA	Oxic-settling-anaerobic
PBBs	Bifenil
PBS	Solução salina tamponada de fosfato
PCBs	Policlorinato bifenil
P_{des}	Massa de lodo em excesso produzida diariamente
PE	População Equivalente
pH	Potencial Hidrogeniônico
PI	Corante para identificação das células totais
pNP	Para-nitrofenol
PNPD	Programa Nacional de Pós-Doutorado
$\text{PO}_4\text{-P}$	Fosfato
P_{pen}	Massa de sólidos grosseiros retirados diariamente no sistema Cannibal®
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
PT	Fósforo total
Q_{afl}	Vazão de entrada do sistema
Q_{des}	Vazão de descarte
Q_{efl}	Vazão de saída do sistema
RAF	Reator com reagente Ácido Fólico como técnica de minimização
RAN_{10h}	Reator com Processo Anaeróbico como técnica de minimização, com tempo de retenção hidráulico de 10 horas
RAN_{16h}	Reator com Processo Anaeróbico como técnica de minimização, com tempo de retenção hidráulico de 16 horas
RBS	Reator em Bateladas Sequenciais
RC	Reator Controle
RCL	Reator com Cloração como técnica de minimização
RE-anaeróbio-	Teste com lodo de recirculação em condições anaeróbia e

aeróbio	aeróbia
RE-teste	Teste com lodo de recirculação em condições anaeróbia e aeróbia
RTCS	Reator com reagente Tetraclorosalicinato como técnica de minimização
RUS	Reator com Desintegração Ultrassônica como técnica de minimização
S	Concentração de DQO na saída do sistema
S_0	Concentração de DQO na entrada do sistema
S1	Decantador 1
S2	Decantador 2
S3	Decantador 3
S-DN	Tanque de desnitrificação
S_i	Concentração de substrato no instante i-enésimo
SO_4	Sulfato
S-OX 3	Tanque de oxidação 3
S-OX 4A	Tanque de oxidação 4A
S-OX 4B	Tanque de oxidação 4B
$S_{removido,i}$	Quantidade de substrato consumido até o instante considerado
SS	Sólidos Suspensos
S_{sed}	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
$S(t)$	Concentração de substrato no tempo t
SYBR-I	Corante para identificação das células viáveis
t	Tempo decorrido entre as amostragens
t_i	Instante i-enésimo
t_{i+1}	Instante i+1
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TCO_{20}	Taxa de Consumo de Oxigênio a 20°C
TCO_E	Taxa Específica de Consumo de Oxigênio
$TCO_{exo,i}$	Taxa de Consumo de Oxigênio exógeno no instante i-enésimo
$TCO_{exo,i+1}$	Taxa de Consumo de Oxigênio exógeno no instante i+1
TCO_{max}	Taxa de Consumo de Oxigênio máximo para degradação do substrato amoniacal

$TCO_{max,1}$	Taxa de Consumo de Oxigênio máximo para degradação da amônia
$TCO_{max,2}$	Taxa de Consumo de Oxigênio máximo para degradação do nitrito
TCO_T	Taxa de Consumo de Oxigênio a temperatura T
TCP	2,4,5-triclorofenol
TCS	3,3',4',5 – tetrasalicilanato
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
WEF	Water Environmental Federation
X	Concentração celular
X_{AM}	Concentração de SST na amostragem para análise
X_{AS}	Concentração de SST no tanque de aeração
$X_{ca,1}$	Concentração de SST no reator anaeróbio 1
$X_{ca,2}$	Concentração de SST no reator anaeróbio 2
X_{des}	Massa de sólidos desidratados
X_{efl}	Massa sólidos no efluente
X_i	Concentração de SST de cada lodo ativado
X_{pen}	Massa de sólidos peneirados – sistema Cannibal®
X_{Ri}	Concentração de SST no lodo sedimentado
$X_{30/10/13}$	Massa de sólidos dentro das unidades da ETE Levico em 30/10/13
$X_{30/06/14}$	Massa de sólidos dentro das unidades da ETE Levico em 30/06/14
V	Biovolume bacteriano
V_{AM}	Volume de amostragem
V_{AS}	Volume do tanque de aeração
$V_{ca,1}$	Volume do reator anaeróbio 1
$V_{ca,2}$	Volume do reator anaeróbio 2
V_i	Volume de cada lodo ativado
$v_{max,AOB}$	Velocidade máxima de remoção da amônia
$v_{max,H}$	Velocidade máxima de remoção do substrato
$v_{max,N}$	Velocidade máxima de remoção do substrato amoniacal
$v_{max,NOB}$	Velocidade máxima de remoção do nitrito
V_{Ri}	Volume de lodo sedimentado

Y	Coeficiente de produção celular
Y_H	Coeficiente de produção celular das bactérias heterótrofas
Yobs	Coeficiente de produção celular observado
Y_{sto}	Coeficiente de produção celular do acúmulo de substrato
Zn	Zinco

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	12
LISTA DE TABELAS	14
LISTA DE SÍMBOLOS	16
1. INTRODUÇÃO	28
1.1. HIPÓTESE	30
1.2. QUESTÕES DE PESQUISA	30
1.3. JUSTIFICATIVA	30
1.4. OBJETIVOS	32
1.4.1 Objetivo Geral	32
1.4.2 Objetivos Específicos	32
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	34
2.1. SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS	34
2.2. PRODUÇÃO DE LODO	36
2.2.1 Composição do lodo biológico	41
2.2.2 Principais contaminantes do lodo	43
2.2.2.1 Metais pesados	43
2.2.2.2 Poluentes orgânicos	44
2.2.2.3 Microrganismos patogênicos	45
2.2.3 Alternativas de tratamento e disposição do lodo	45
2.3. REDUÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO	46
2.3.1 Tratamento Físico-químico	47
2.3.1.1 Lise Celular/Crescimento Crítico	47
2.3.1.2 Metabolismo Desacoplado	51
2.3.2 Tratamento Biológico	55

	25
2.3.2.1 Origem do processo OSA (Oxic-settling-anaerobic process).....	56
2.3.2.2 Variante do processo.....	58
2.3.2.3 Síntese dos mecanismos atuantes no processo OSA.....	60
3. METODOLOGIA.....	64
3.1. SISTEMAS EXPERIMENTAIS.....	64
3.1.1 Sistema Experimental I – Escala de Bancada	64
3.1.2 Sistema Experimental II – Escala Real	71
3.2. MONITORAMENTO DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS	81
3.2.1 Sistema Experimental I – Escala de bancada.....	81
3.2.2 Sistema Experimental II – Escala Real	85
3.3. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	90
3.3.1 Estatística descritiva.....	91
3.3.2 Análise de variância (ANOVA).....	91
3.4 CÁLCULOS	91
3.4.1 Índice Volumétrico de Lodo (IVL).....	91
3.4.2 Coeficiente de Produção Celular Específico (Y_{obs}) no Sistema Experimental I.....	92
3.4.3 Coeficiente de Produção Celular Específico (Y_{obs}) no Sistema Experimental II	93
3.4.4 Idade do Lodo no Sistema Experimental I (θ_c).....	94
3.4.5 Idade do lodo no Sistema Experimental II (θ_c).....	94
3.4.6 Eficiência de remoção (E).....	95
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	96
4.1. SISTEMA EXPERIMENTAL I.....	96

4.1.1 Comportamento das variáveis medidas <i>in loco</i> e vazão dos reatores	96
4.1.2 Desempenho dos reatores no tratamento do efluente	97
4.1.3 Desempenho dos reatores na redução da produção de lodo ..	101
4.1.4 Avaliação da atividade e composição da biomassa do sistema e verificação da toxicidade do efluente.....	104
4.2. ANÁLISE DOS DADOS HISTÓRICOS DA ETE LEVICO.....	109
4.2.1 Ampliação da escala de aplicação do processo OSA.....	109
4.2.2 Caracterização do afluente durante os 9 anos de monitoramento da ETE Levico	110
4.2.3 Parâmetros operacionais do sistema Cannibal [®]	111
4.2.4 Influência da inserção do reator anaeróbico na qualidade do efluente e na sedimentabilidade do lodo	115
4.2.5 Fatores que afetam a redução do coeficiente de produção celular (Y_{obs}) no sistema Cannibal [®]	118
4.3. REPARTIDA DO SISTEMA CANNIBAL [®]	123
4.3.1 Monitoramento intensivo do sistema Cannibal [®]	123
4.3.2 Desempenho do sistema Cannibal [®] na redução da produção de lodo	123
4.3.3 Influência do sistema Cannibal [®] na atividade da biomassa ..	127
4.3.4 Solubilização dos compostos orgânicos no reator anaeróbico	130
4.4. IDENTIFICAÇÃO DOS MECANISMOS ATUANTES NO SISTEMA CANNIBAL [®]	134
4.4.1 Distribuição do número de células ao longo do período monitorado	134
4.4.1.1 Células totais	134
4.4.1.2 Células viáveis	136

	27
4.4.1.3 Células mortas.....	137
4.4.1.4 Células ativas	138
4.4.2 Solubilização de DQO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ao longo do período monitorado	139
4.5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DO ITEM 4.4.	142
4.5.1 O número de células bacterianas não diminui sob condições anaeróbias	142
4.5.2 Decaimento das células bacterianas em condições aeróbias .	143
4.5.3 O papel quantitativo da lise celular.....	145
4.5.4 Proposta do conceito de hidrólise anaeróbia do lodo e lise celular aeróbia.....	146
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	150
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	152
7. APÊNDICES	166

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com a preservação dos recursos hídricos e com o cumprimento dos padrões de lançamento de efluentes tem propiciado o aumento dos investimentos públicos em saneamento básico, resultando em um maior número de residências atendidas por sistemas de tratamento de esgoto. Os processos biológicos são largamente empregados no tratamento destes efluentes, tendo o sistema de lodos ativados como método de tratamento mais utilizado mundialmente devido à alta eficiência alcançada (ORHON, 2015). Entretanto, esse processo produz uma grande quantidade de lodo em excesso que requer tratamento e disposição final adequados.

A produção de lodos de estações de tratamento de esgotos (ETE) no Brasil está estimada entre 150 – 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Um aumento na quantidade de lodo a ser disposta na próxima década é esperado, uma vez que nem toda a população é atendida por sistema de coleta e tratamento de esgoto e nem mesmo todo o esgoto que é coletado recebe um tratamento adequado (ANDREOLI, 2002).

O lodo em excesso produzido nas ETE apresenta um elevado potencial de impacto em termos de saúde pública e ambiental, necessitando, assim, uma adequada disposição final. O manejo deste resíduo é complexo e pode atingir 20 a 60% do custo total do tratamento do efluente (LIU e TAY, 2001). A preocupação com a gestão do lodo é normalmente limitada à sua estabilização e desidratação, e a disposição final típica destes resíduos são os aterros sanitários. No entanto, a redução de áreas disponíveis para implantação destes sistemas, juntamente com o aumento da produção de resíduos sólidos urbanos, pode tornar este modelo de descarte inadequado em alguns anos.

A reciclagem agrícola do lodo é uma alternativa para disposição deste resíduo, pois permite a sua utilização na manutenção da perda progressiva de nutrientes e matéria orgânica do solo. Contudo, o seu uso é regulado devido aos potenciais riscos sanitários e ambientais para o solo, para a saúde humana e para o meio ambiente, que estão associados à presença de patógenos e contaminantes como metais pesados e micropoluentes

(MÜLLER, 2007). Outros métodos para disposição do lodo são descarga nos oceanos e incineração, sendo que estes causam impactos negativos ao meio ambiente, tornando-se gradativamente proibidos (PILLI et al., 2011; KIM et al., 2012).

Uma maneira ideal para resolver o problema do lodo em excesso seria a redução da sua produção dentro da linha de tratamento do efluente e não atuar somente no seu tratamento após a sua geração. O método de tratamento empregado para esta finalidade deve apresentar viabilidade em relação ao custo/benefício e não deve afetar o desempenho do tratamento, em relação à qualidade do efluente e às propriedades de sedimentação do lodo (EASWARAN, 2006).

As técnicas mais usualmente empregadas na redução de lodo são baseadas em tecnologias inseridas na linha de recirculação do lodo e envolvem tratamentos físico-químicos, mecânicos e biológicos, destinados à solubilização de sólidos e à desintegração das células bacterianas, os quais se tornam substrato disponível para futura biodegradação. Muitos destes tratamentos provocam a ruptura dos flocos, reduzindo os grandes agregados bacterianos em fragmentos menores, permitindo assim o aumento da área superficial total disponível para a hidrólise (FOLADORI et al., 2010).

Como forma de atenuar os impactos ambientais relacionados a este tipo de resíduo, é necessário aprofundar os conhecimentos relativos ao gerenciamento do lodo produzido nas estações de tratamento de efluentes. Para isso, a presente pesquisa visou aprimorar e consolidar tecnologias de tratamento que objetivam minimizar a quantidade de lodo produzido nas estações de tratamento do tipo lodos ativados.

O presente estudo faz parte do Projeto – *Estudos sobre Gerenciamento de Lodos Produzidos na Estação de Tratamento de Esgotos Insular /CASAN* – em conjunto com a FAPESC, CASAN e UFSC, que vem sendo desenvolvido desde 2009, tendo financiamentos da Capes – Projeto PNPd 2982-10 e FAPESC/CASAN. A pesquisa de tese de doutorado tem como base o subprojeto “*Estudo de alternativas para minimização e gerenciamento do excesso de lodo produzido na ETE Insular-*

Florianópolis/SC”, com resultados apresentados por Oselame (2011), Daudt (2013), Ramos et al. (2014) e Pires et al. (2014).

Este projeto deu continuidade aos trabalhos já realizados desde 2000, com pesquisas sobre o tratamento de efluentes domésticos e industriais envolvendo o gerenciamento e tratamento de lodos biológicos, desenvolvidas no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) e no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

1.1. HIPÓTESE

É possível reduzir a produção de lodo dentro da linha de tratamento do efluente em sistemas de lodos ativados, utilizando processos físico-químicos e biológicos, sem comprometer o desempenho do sistema em termos de qualidade do efluente e propriedades do lodo.

1.2. QUESTÕES DE PESQUISA

- O emprego de processos baseados no mecanismo de lise celular/crescimento críptico, metabolismo desacoplado e adição de ácido fólico podem efetivamente proporcionar a redução da produção de lodo?
- A exposição alternada do lodo biológico às condições aeróbias e anaeróbias pode estimular o metabolismo endógeno, promovendo a lise celular e a hidrólise de compostos orgânicos, resultando na redução da produção de lodo?
- Tais processos afetam a qualidade do efluente e as propriedades de sedimentação do lodo?

1.3. JUSTIFICATIVA

O destino final dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água e esgotos é considerado um grande problema ambiental e motivo de grande preocupação por parte das companhias de saneamento. Os órgãos ambientais têm exigido cada vez mais o detalhamento e a implantação de alternativas de disposição deste resíduo, nos processos de licenciamento

das estações. Embora a gestão de resíduos seja bastante complexa e represente de 20 a 60% dos custos operacionais de uma estação (LIU e TAY, 2001), o planejamento e a execução do destino final têm sido frequentemente negligenciados nos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil. A maior preocupação está na estabilização e desidratação do lodo, porém sem uma definição clara do seu destino final.

Segundo a legislação brasileira, a responsabilidade pelos problemas que podem ser causados pelo destino inadequado é sempre dos produtores do resíduo, que podem ser enquadrados na lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605 de 12/02/98).

A reciclagem agrícola pode ser utilizada como uma alternativa de disposição final, que é regulada segundo a Resolução Conama 375/2006, que define os critérios e os procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário. Outra maneira viável é a utilização deste resíduo como cobertura de aterro sanitário. No entanto, devido aos riscos ambientais e à saúde associados à composição dos lodos, o seu reúso torna-se limitado, exigindo a busca de novas soluções para a problemática da gestão destes resíduos.

Nesse sentido, a minimização na produção de lodo constitui-se uma técnica aplicável para o problema ambiental da gestão de lodos produzidos nas estações de tratamento de esgotos. Os métodos de redução estão baseados em processos físicos, mecânicos, químicos e biológicos (FOLADORI et al., 2010). As técnicas de minimização de lodo podem estar associadas às unidades de tratamento de efluentes ou às unidades de tratamento de lodo. Além do ganho ambiental com a redução na produção de lodo na estação de tratamento, a minimização na produção deste resíduo possibilita um ganho econômico ao operador do sistema, devido à redução de custos para o tratamento e o destino final.

Sendo assim, este estudo visa contribuir na formação do conhecimento científico e servir como base para propostas de apoio à tomada de decisões relacionadas ao gerenciamento do lodo de estações de tratamento de esgoto. Pretende-se identificar alternativas que promovam o máximo rendimento na minimização da produção de lodos e que não interfiram na eficiência de tratamento do efluente.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo Geral

Estudar processos físico-químicos e biológicos de minimização da produção de lodo em sistemas de lodos ativados utilizados no tratamento de esgotos sanitários.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Testar e comparar processos de minimização da produção de lodo em escala de bancada, identificando o mais promissor;
- Determinar os efeitos dos processos de minimização na qualidade do efluente e nas propriedades de sedimentabilidade do lodo;
- Estudar um sistema de minimização de lodos aplicado em uma ETE em escala real, a fim de identificar os mecanismos que possibilitam a redução da produção de lodos neste sistema.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

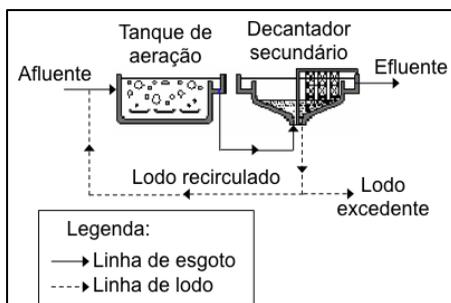
2.1. SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS

O tratamento de águas residuais municipais e industriais por sistemas de lodos ativados é o processo biológico mais amplamente utilizado, especialmente em situações que requerem alta qualidade do efluente. Este sistema é flexível, confiável, pode produzir um elevado grau de nitrificação e pode transformar os poluentes orgânicos e inorgânicos em produtos finais aceitáveis (OHRON, 2015). A principal razão para a ampla utilização desta técnica está associada à elevada eficiência alcançada na pequena área requerida, quando comparada com outros sistemas de tratamento. O processo baseia-se na oxidação bioquímica de compostos orgânicos e inorgânicos existentes no efluente promovido por uma população microbiana variada que é mantida em suspensão sob condições aeróbias (METCALF e EDDY, 2003).

O sistema convencional de lodos ativados (Figura 1) compreende um tanque de aeração (no qual o tratamento biológico ocorre), um tanque de sedimentação do lodo, a linha de recirculação de lodo e a linha de descarte de lodo. Neste processo biológico, a remoção de poluentes orgânicos é alcançada pelos microrganismos agregados aos flocos biológicos. Estes, por sua vez, oxidam a matéria orgânica em produtos finais (CO_2 , NH_4^+ , SO_4 , e PO_4) e sintetizam nova biomassa (lodo em excesso), que pode ser separada do efluente tratado no decantador (MARAIS e EKAMA, 1975).

Os sólidos sedimentados são recirculados ou descartados a partir do decantador. O objetivo da recirculação de lodo é manter uma concentração de biomassa específica no tanque de aeração e a finalidade do descarte de lodo é controlar o tempo de retenção de sólidos (idade do lodo) para o desempenho satisfatório do processo (CHON et al., 2012). A recirculação de parte da biomassa faz com que o tempo de retenção de sólidos seja maior do que o tempo de retenção hidráulica, o que permite que o processo mantenha uma grande concentração de microrganismos que efetivamente oxidam os compostos orgânicos em um curto espaço de tempo (METCALF e EDDY, 2003).

Figura 1 – Esquema de um sistema de lodos ativados.



O desempenho do tratamento neste sistema depende da concentração da biomassa e da sua atividade específica no tanque de aeração. A atividade específica da biomassa é mantida pelo adequado fornecimento de oxigênio dissolvido. Os parâmetros comumente utilizados para controlar o processo de lodos ativados são: tempo de retenção de sólidos ou idade do lodo (θ_c), considerado o parâmetro mais importante; e relação alimento/microrganismo (A/M). Este último parâmetro dá uma indicação da quantidade de substrato viável para os microrganismos no tanque de aeração. Relação A/M de 0,2 a 0,6 kg DQO·kg SSV⁻¹, e θ_c de 3 a 15 dias são normalmente utilizados, para se alcançar satisfatório desempenho e operação confiável no sistema de lodos ativados (METCALF e EDDY, 2003). Ambos os parâmetros são dependentes da quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração. A concentração usual de sólidos suspensos mantida no sistema convencional de lodos ativados está em torno de 3000 mg·L⁻¹, a fim de evitar limitações no fornecimento de oxigênio e facilitar a separação dos sólidos no decantador.

A concentração de sólidos suspensos, a relação A/M e a idade do lodo são controladas pela quantidade de lodo descartado. Na Tabela 1 têm-se valores típicos de relação A/M, idade do lodo e concentração de sólidos suspensos para algumas variantes de lodos ativados. É possível notar que a produção de lodo é bastante elevada em todos os processos, com exceção para o sistema de aeração prolongada.

Apesar das inúmeras vantagens do sistema de lodos ativados, o principal desafio deste processo é a grande quantidade de lodo em excesso

produzida. Assim, encontrar maneiras de resolver este problema tornou-se uma importante questão.

Tabela 1 – Parâmetros operacionais típicos em variantes do processo de lodos ativados.

Parâmetros	Processo de lodos ativados		
	Convencional	Aeração prolongada	Reator em bateladas
Relação A/M (kg DBO·kg SSV ⁻¹ ·d ⁻¹)	0,2 - 0,6	0,04 - 0,10	0,04 - 0,10
Idade do lodo (d)	3 - 15	20 - 40	10 - 30
Remoção de DBO (%)	45 - 90	75 - 90	45 - 90
Concentração de SS (g·L ⁻¹)	1,5 - 4,0	2,0 - 5,0	2,0 - 5,0
Taxa de aeração (m ³ ·kg DBO ⁻¹)	45 - 90	90 - 125	45 - 90
Coefficiente de crescimento celular (kg SS·kg DQO ⁻¹)	0,4 - 0,7	0,2 - 0,3	0,4 - 0,5

Fonte: Adaptado de WEF (1998); Metcalf e Eddy (2003).

2.2. PRODUÇÃO DE LODO

As fontes de produção de lodo podem variar de acordo com o tipo de tratamento empregado ao afluente e o método de operação do sistema, apresentando características e quantidades distintas. O lodo resultante das operações e processos de tratamento se apresenta, geralmente, na forma líquida ou semissólida, contendo entre 0,25 a 12% de sólidos orgânicos e inorgânicos (em peso), dependendo da operação e processo de tratamento utilizado (METCALF e EDDY, 2003).

A geração de lodo em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) no Brasil está estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, com potencial tendência de aumento, devido ao futuro crescimento da população atendida por sistema de coleta e tratamento de esgotos (ANDREOLI et al., 2001). O volume de lodo produzido em uma ETE constitui aproximadamente 1-2% do (quando desidratado representa 0,5%) volume total do afluente tratado. Entretanto, a gestão, o tratamento e a disposição final deste resíduo são caros e representam 40-60% do custo operacional total da ETE (RAMDANI et al., 2010).

Diversos subprodutos sólidos podem ser gerados no tratamento biológico de esgotos, e são designados pelo termo *lodo*, tais como material gradeado, areia, espuma e lodo biológico, entre outros. Dentre estes, o lodo biológico assume destaque quanto ao potencial de causar impactos ambientais, devido ao maior volume e massa gerados quando comparado aos outros subprodutos (ANDREOLI et al., 2001).

Na Tabela 2 estão listadas as principais fontes de sólidos, lodos e os tipos de materiais gerados nas unidades existentes em uma ETE operando um sistema de lodos ativados.

Tabela 2 – Fontes de sólidos e lodo em uma estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados.

Unidade operacional	Tipo de sólido ou lodo
Gradeamento	Sólidos grosseiros
Desarenadores	Areia e espuma
Decantador primário	Lodo primário e espuma
Tanque de aeração	Sólidos suspensos
Decantador secundário	Lodo secundário e espuma

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

O processo biológico empregado no tratamento do afluente define as características do lodo secundário produzido. No tratamento aeróbio, a remoção de compostos orgânicos e o crescimento da biomassa acontecem simultaneamente. A razão da biomassa produzida relacionada à quantidade de substrato consumido é definida como rendimento de crescimento da biomassa (Y). Para o tratamento de efluentes municipais contendo um grande número de compostos orgânicos, Y está baseado em parâmetros mensuráveis que refletem o consumo global dos compostos orgânicos, como DBO, DQO ou carbono orgânico total (COT) (HERNANDEZ, 2012). Nas condições aeróbias este coeficiente pode alcançar valores entre 0,60 a 0,70 $\text{kg SS}\cdot\text{kg DQO}^{-1}$, o que significa uma quantidade de 60 a 70% de matéria orgânica biodegradável removida no tratamento biológico e convertida em biomassa (FOLADORI et al., 2010). O caminho para tornar possível a redução de lodo em sistemas de lodos

ativados é, então, de algum modo diminuir a produção total de biomassa (HERNANDEZ, 2012).

No sistema de lodos ativados, a matéria orgânica é oxidada pelos microrganismos para produzir H_2O e CO_2 . Durante a oxidação dos compostos orgânicos, O_2 e NO_3^- -N são usados como receptores de elétrons, e ocorre a produção de energia pelos microrganismos na forma de adenosina trifosfato (ATP), em um processo conhecido como catabolismo. Esta energia produzida é usada para formação de novos constituintes celulares e geração de novas células, no processo conhecido como anabolismo (SCHMIDELL et al., 2007).

Parte da energia produzida na oxidação biológica dos compostos orgânicos não é usada para o crescimento, mas para manter a integridade, reparação e atividade celular, esta fração é chamada de metabolismo de manutenção e considera atividades como equilíbrio osmótico, transporte de nutrientes, restabelecimento, motilidade, dentre outros (HERNANDEZ, 2012).

O propósito mais importante do tratamento biológico secundário é converter os sólidos não sedimentáveis em biomassa sedimentável, chamada de floco. O floco no tratamento de efluentes é bastante heterogêneo na sua composição, contém células bacterianas vivas e mortas assim como material orgânico e inorgânico, que são mantidos agregados através de uma matriz gelatinosa, composta por substâncias poliméricas extracelulares e proteínas (CHON et al., 2010).

Nesse sentido, o lodo biológico ou lodo secundário, produzido nos sistemas de lodos ativados, é a própria biomassa que cresce e se desenvolve a partir do substrato fornecido pelo esgoto afluente. Esta biomassa está em constante crescimento, em virtude da entrada contínua de matéria orgânica nos reatores biológicos, sendo o equilíbrio atingido quando a mesma massa de sólidos gerada é removida do sistema. Caso essa biomassa não seja removida, ela tende a se acumular no sistema, podendo eventualmente sair com o efluente, deteriorando sua qualidade final (ANDREOLI et al., 2001).

As quantidades de lodo biológico produzidas nestes sistemas estão estimadas em um intervalo de 0,7 a 1,5 m³·hab.⁻¹·ano⁻¹ (METCALF & EDDY, 2003). Este resíduo apresenta, no momento de descarte, um teor de sólidos totais (matéria seca) entre 0,8 e 1,2% e uma relação entre sólidos suspensos produzidos e a demanda química de oxigênio (DQO) aplicada da ordem de 0,50 a 0,55 kg·kg⁻¹ (ANDREOLI et al., 2001). Para a ETE insular da cidade de Florianópolis, SC, na qual este estudo está baseado e opera uma vazão média de tratamento de 290 L·s⁻¹ de esgoto sanitário, a produção de lodo diária é de 40 m³·d⁻¹, chegando a uma produção anual de 14600 metros cúbicos (ARRUDA, 2014).

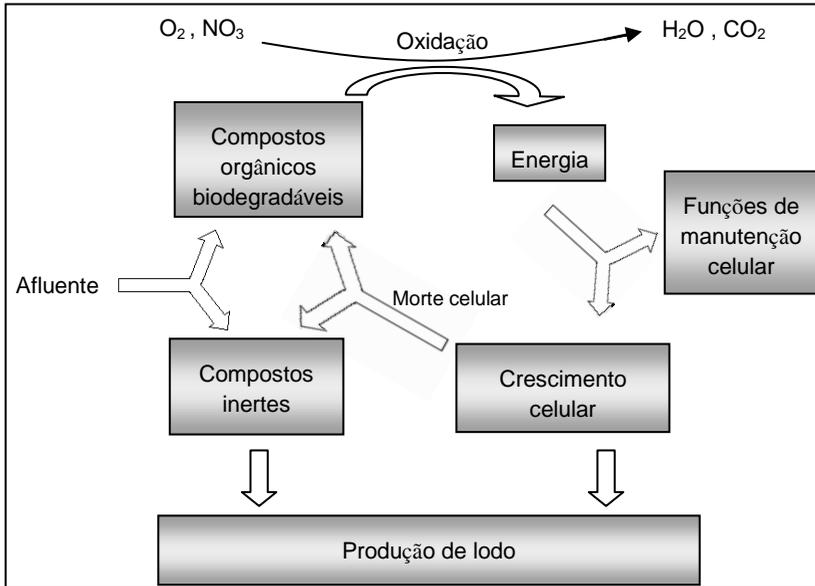
Devido a restrições ambientais e a outros fatores, simultaneamente à produção de biomassa via reações metabólicas (catabolismo e anabolismo) ocorre o decaimento biológico. Este processo também chamado de lise celular promove a liberação de matéria orgânica na massa líquida, a qual pode ser reutilizada pela biomassa para geração de mais células (crescimento críptico). Durante este processo são geradas duas frações de sólidos no sistema: DQO particulada biodegradável, e resíduo endógeno, considerado como DQO particulada inerte, que acaba ficando acumulada no sistema. Dessa forma, pode-se afirmar que a produção de lodo biológico em excesso é devida às seguintes frações: ao crescimento e ao decaimento da biomassa; ao acúmulo de resíduo endógeno; e ao acúmulo de inertes presentes no afluente (FOLADORI et al., 2010). Um esquema simplificado destes processos que levam ao acúmulo de lodo no tratamento biológico de efluentes está apresentado na Figura 2.

O conhecimento da composição e característica do lodo produzido tem fundamental importância, uma vez que auxilia na busca pelo seu correto gerenciamento e manejo referentes às alternativas de tratamento, disposição e reúso deste resíduo. De modo geral, a concentração de sólidos suspensos totais no lodo pode ser considerada como formada de 20-30% de compostos inorgânicos, 10-30% de biomassa bacteriana, e 40-50% de matéria orgânica (não bacteriana) (FOLADORI et al., 2010).

A produção de lodo pode ser afetada por alguns fatores relacionados às condições operacionais do sistema de lodos ativados. Dentre estes fatores

podem se destacar o decaimento biológico, a idade do lodo e a relação A/M.

Figura 2 – Esquema simplificado das fontes de produção de lodo no tratamento biológico de efluentes.



Fonte: Adaptado de Foladori et al. (2010).

No sistema de lodos ativados os microrganismos são continuamente submetidos à lise e morte, devido ao decaimento biológico, liberando matéria orgânica no seu ambiente de crescimento. Esta matéria orgânica liberada é usada no metabolismo microbiano para produção de energia e metabólitos finais da respiração. Por consequência, este caminho resulta em uma redução da produção total de biomassa (CHON, 2005).

A idade do lodo tem um impacto significativo no desempenho do sistema de lodos ativados, e é responsável também por características físicas e biológicas do lodo. Com base na cinética de degradação, longos tempos de retenção de sólidos devem promover uma maior remoção do substrato. No entanto, as características do afluente e a configuração do sistema, especialmente com relação à remoção de nutrientes, estão diretamente

relacionadas à escolha da idade do lodo (METCALF e EDDY, 2003). Baixos valores de idade do lodo podem proporcionar uma má sedimentação do lodo, resultando no aumento da concentração de sólidos suspensos no efluente. Elevados valores de idade do lodo podem resultar na desfloculação e no aumento de microrganismos dispersos. Além disso, a produção de lodo normalmente diminui com o aumento da idade do lodo (BISOGNI e LAWRENCE, 1971, apud CHON, 2005).

A relação A/M é um importante parâmetro na produção de lodo que apresenta uma relação inversa com a idade do lodo. Uma baixa produção de lodo pode ser alcançada quando o sistema de lodos ativados é operado com baixa relação A/M (HERNANDEZ, 2012). Segundo Liu et al. (1998), o excesso de substrato pode resultar no desacoplamento entre as reações de catabolismo e anabolismo, devido ao possível efeito tóxico à biomassa, prevalecendo o metabolismo de manutenção celular, sem a produção de biomassa. Sendo assim, o rendimento da produção celular diminui com o elevado aumento da relação A/M.

2.2.1 Composição do lodo biológico

O lodo biológico constitui um sistema complexo formado por bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários, sendo as bactérias as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea. Os protozoários e micrometazoários, componentes da microfauna, também apresentam importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, atuam na floculação e na remoção de *E. coli*, na redução de DBO₅, de DQO, da turbidez (BENTO et al., 2005).

Segundo Canler et al. (1999), a biomassa em um sistema com aeração prolongada e com funcionamento estável está dividida nas seguintes proporções: micrometazoários - 1 a 10⁵ organismos/ L de lodo; protozoários - 10⁷ organismos/L de lodo; e bactérias 10¹² organismos/L de lodo. A microfauna, representada essencialmente pelos protozoários e micrometazoários, apresenta interesse particular devido à sua rápida identificação microscópica, além de possibilitar indicações sobre a qualidade do tratamento e pode revelar eventuais anomalias no

funcionamento e operação do sistema. A Tabela 3 sintetiza os principais organismos que compõem a microfauna de um sistema de lodos ativados.

Tabela 3 – Classificação da microfauna de um sistema de lodos ativados.

Organismos	Classificação	Descrição
Ciliados	Ciliados predadores de flocos	Possuem a célula achatada dorsoventralmente e cílios modificados e agrupados na parte do corpo que fica em contato com o substrato. São vorazes predadores de bactérias.
	Ciliados livres natantes	Possuem cílios distribuídos regularmente por toda a célula e nadam livremente entre os flocos. São predadores e carnívoros.
	Ciliados fixos	Ficam unidos ao substrato por um pedúnculo, sendo algumas espécies coloniais. Os cílios encontram-se na região anterior do corpo, próximo à cavidade oral.
Amebas	Tecamebas	Possuem revestimento externo constituído por proteínas, sílica, calcário, ferro etc.
	Amebas nuas	Não possuem forma definida, têm corpo mole.
Flagelados	Zooflagelados	São flagelados não pigmentados, podendo ter de um a vários flagelos. Ingerem matéria sólida ou substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas.
Micrometazoários	Rotíferos, Nematóides, Anelídeos, Tardígrados	São organismos pluricelulares de vários filos. Possuem lenta taxa de crescimento, sendo a maioria composta por predadores de bactérias e protozoários.

Fonte: Adaptado de Figueiredo et al. (1997) apud Bento et al. (2005).

Para que estes organismos estejam presentes, é necessária a manutenção das condições ideais de temperatura, OD e pH, e ausência de toxicidade no efluente. Dentre os principais grupos de bactérias presentes no lodo

biológico, pode-se destacar os heterótrofos e os nitrificantes (VAZOLLER, 1989).

Nem todos os microrganismos presentes no lodo biológico são benéficos ao sistema de tratamento de esgotos. As bactérias filamentosas, por exemplo, dificultam uma adequada sedimentação do lodo, comprometendo a qualidade do efluente ao final do tratamento. Segundo Vazoller (1989), dentre os principais fatores que causam o aparecimento de bactérias filamentosas, pode-se citar escassez de nutrientes, baixa concentração de OD e presença de compostos reduzidos de enxofre.

2.2.2 Principais contaminantes do lodo

Alguns componentes do esgoto são retirados do efluente líquido e concentrados no lodo através da sua adesão aos flocos biológicos ou pela assimilação da biomassa. Vários desses componentes conferem características fertilizantes ao lodo. No entanto, outros são indesejáveis devido ao seu risco sanitário e ambiental, podendo ser agrupados em metais pesados, poluentes orgânicos variados e microrganismos patogênicos. A presença destes compostos está relacionada às características do esgoto bruto e do sistema de tratamento (ANDREOLI et al., 2001).

2.2.2.1 Metais pesados

A concentração de metais no lodo é muito variável de local para local, sendo influenciada por diversos fatores. Os metais pesados presentes no lodo podem ter três origens: rejeitos domésticos, águas pluviais e efluentes industriais, sendo que estes últimos são a principal fonte de metais no esgoto, contribuindo com certos tipos específicos de cátions de acordo com a atividade da indústria. O lodo das estações de tratamento que recebem apenas efluentes domésticos contém pequena quantidade de metais pesados provenientes da própria natureza dos resíduos e das canalizações. Entretanto, além dos níveis naturais, podem ocorrer ligações clandestinas de pequenas fontes de contaminação de metais pesados, tais como: laboratórios fotográficos, fábricas de baterias, tintas, cromagens,

etc., que adicionam um determinado nível de metais na rede (ANDREOLI et al., 1999; SANTOS, 2003).

Dentre todos os metais pesados, os elementos que oferecem perigo são o Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni) e Zinco (Zn). Os metais podem estar presentes no lodo e têm a sua disponibilidade influenciada por reações como adsorção, complexação, precipitação, oxidação e redução. A concentração dos metais no lodo está relacionada à alcalinidade do meio. Dependendo das características do ambiente, os metais estarão dissolvidos ou suspensos. Nesse sentido, quanto mais alcalino for o meio, maior será a concentração de metais no lodo (ANDREOLI et al., 2001).

A legislação brasileira estabelece os limites máximos de concentração destes metais presentes no lodo visando o uso agrícola, através da Resolução Conama 375/2006, que na seção III, estabelece os requisitos mínimos de qualidade do lodo destinado à agricultura.

2.2.2.2 Poluentes orgânicos

Os compostos considerados incluem os hidrocarbonetos aromáticos, fenólicos, pesticidas, polibromenatos, bifenil (PBBs), policlorinato bifenil (PCBs) e outros materiais persistentes altamente tóxicos. Estas substâncias apresentam potencial de carcinogenicidade, mutagenicidade e teratogenicidade. Sua presença nos efluentes representa um grande risco à saúde humana (HEALTH & WELFARE CANADA, 1980; SAITO, 2007). Muitos destes compostos são biodegradados lentamente e persistem no lodo e nas águas residuárias por longo período de tempo. Além disso, ficam adsorvidos no floco biológico, podendo causar inibição na digestão do lodo ou gerar lodo com características perigosas (ANDREOLI et al., 2001; SANTOS, 2003).

São potencialmente perigosos para humanos e animais pelas seguintes razões: apresentam baixa solubilidade na água (voláteis); são relativamente estáveis no solo; são solúveis e se acumulam no tecido; passam através da cadeia alimentar; são altamente tóxicos para glândulas mamárias (ANDREOLI et al., 1999).

2.2.2.3 Microrganismos patogênicos

A presença de patógenos é indesejada no lodo devido à possibilidade de causar doenças no homem e nos animais. Cinco grupos podem estar presentes no lodo, sendo eles: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias. Estudos epidemiológicos têm mostrado que estes patógenos representam riscos a saúde humana e animal devido à alta frequência de parasitismo encontrada na população, ao longo tempo de sobrevivência destes organismos no meio externo, e à pequena dose infectante (ANDREOLI et al., 2001). Segundo os mesmos autores, a sanidade do lodo está intrinsecamente relacionada com o perfil da saúde da população e a sua influência nas condições sanitárias varia conforme o organismo e as condições ambientais. A concentração de patógenos no lodo sofre influência dos métodos de tratamento a que este é submetido, além de poder variar em função do tempo e da amostragem feita, e de uma região para outra. Os processos de tratamento de esgoto concentram no lodo, a carga de microrganismos contida no afluente.

No Brasil, os agentes patogênicos constituem o elemento de limitação ao uso do lodo na agricultura. Porém, é o fator mais facilmente controlado através da adoção de soluções técnicas de higienização do lodo que levem à eliminação dos patógenos, como a calagem ou a compostagem (ANDREOLI et al., 1999). Conforme a Resolução Conama 375/2006, os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto, para terem aplicação agrícola, deverão ser submetidos a processo de redução de patógenos e da atratividade de vetores.

2.2.3 Alternativas de tratamento e disposição do lodo

O lodo biológico em excesso retirado do sistema de tratamento de efluentes deve receber adequado tratamento e disposição final, ou ter sua reutilização viabilizada. A importância desta prática foi reconhecida desde 1992, pela Agenda 21, que no seu capítulo 21 apresenta o tema “Manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com esgotos”, onde estão contemplados quatro programas prioritários: a redução da produção de resíduos, o aumento ao máximo da reutilização e reciclagem, a promoção de depósitos e tratamento ambientalmente

saudável e finalmente a ampliação do alcance dos serviços que se ocupam com os resíduos (ANDREOLI et al., 1999).

O destino final do lodo gerado nas estações de tratamento tem-se apresentado como um dos principais problemas no processo operacional de uma ETE, diversos projetos de tratamento de esgotos não contemplam esta etapa de gerenciamento (ANDREOLI et al., 2001). No entanto, a legislação federal (Lei nº 9.605 de 12/02/98) coloca o produtor como responsável pelo resíduo gerado, proporcionando uma obrigatória mudança de postura em relação à prática existente. As alternativas tecnicamente aceitáveis para disposição final do lodo são: aterro sanitário, *landfarming* e reciclagem agrícola.

Apesar de existirem diversos métodos para tratar e reutilizar o lodo excedente gerado nas ETE, as quantidades deste material são, frequentemente, maiores do que a demanda para reúso. Assim, torna-se interessante agir no sentido de não apenas proceder com o correto tratamento e disposição final do lodo, mas também no sentido de reduzir sua produção na ETE. Uma solução é a redução direta da produção de lodo dentro da linha de tratamento do efluente no processo de lodos ativados.

2.3. REDUÇÃO DA PRODUÇÃO DE LODO

O lodo em excesso gerado no processo de lodos ativados contém uma grande fração de sólidos voláteis e um excessivo volume de água, o que resulta em uma elevada quantidade de sólidos residuais com custos de eliminação consideráveis (PÉREZ-ELVIRA et al., 2006). Para resolver o problema, ao longo das últimas duas décadas, muitas abordagens têm sido testadas com a finalidade de reduzir a produção de lodo em excesso no interior do processo de lodos ativados, durante o tratamento do efluente (CHUDOBA et al., 1992; WEI et al., 2003). Uma tecnologia ideal para redução da produção de lodo deve apresentar uma boa relação custo/benefício e não afetar as características do tratamento, tais como a qualidade do efluente e as propriedades de sedimentação do lodo (EASWARAN, 2006). Nesse estudo, o conceito de redução de lodo e suas tecnologias de minimização estão baseados na redução da massa seca de

lodo dentro do sistema de tratamento do efluente, e não na redução de massa como resultado de um pós-tratamento físico-químico como adensamento, desidratação, digestão ou incineração.

Para se alcançar a redução de lodo deve-se diminuir o rendimento de crescimento da biomassa (Y) durante o tratamento biológico do efluente por métodos diretos, ou aumentando o metabolismo de manutenção celular para diminuir Y de maneira indireta. Isto pode ser realizado das seguintes formas: 1) substituir os receptores de elétrons produtores de elevada quantidade de energia como O_2 e o nitrato, ou diminuir a eficiência destes (tratamento anaeróbio, metabolismo desacoplador); 2) aumentar as necessidades de manutenção celular, fornecendo menos energia para o crescimento da biomassa; 3) aumentar a lise e o decaimento da biomassa, que libera produtos que podem ser reutilizados por outras bactérias no sistema; e 4) aumentar a biodegradabilidade de materiais orgânicos inertes acumulados (WEI et al., 2003; PEREZ-ELVIRA et al., 2006; FOLADORI et al., 2010).

2.3.1 Tratamento Físico-químico

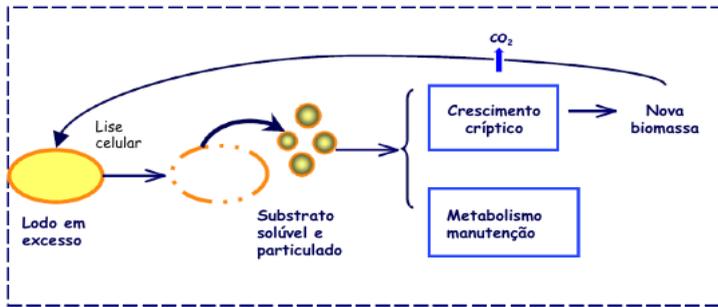
As tecnologias baseadas em tratamentos físico-químicos são na sua maioria destinadas à solubilização de sólidos, à desintegração da estrutura biológica do floco e à ruptura das células bacterianas (FOLADORI et al., 2010a). Os mecanismos de ação destes métodos já estão consolidados e amplamente compreendidos. A redução da produção de lodo se dá por meio da oxidação do material orgânico, ou através da lise celular bacteriana, permitindo dessa forma que a massa global do sistema se torne mais biodegradável (SABY et al, 2002; WEI et al, 2003). Apesar da eficiência na redução da produção de lodo, estas técnicas têm mostrado as suas próprias limitações em termos de altos custos operacionais, geração de compostos tóxicos e efeitos negativos sobre o processo de tratamento do efluente (LIU e TAY, 2001).

2.3.1.1 Lise Celular/Crescimento Críptico

Segundo Mason e Hamer (1987), o termo crescimento críptico foi introduzido por Ryan (1959) e descreve a reutilização dos subprodutos

liberados no meio a partir da lise celular, como fonte de carbono e nutrientes para microrganismos intactos. Estes autores relatam que o processo de lise celular/crescimento críptico pode explicar o decréscimo observado no coeficiente de rendimento máximo da biomassa, normalmente atribuído aos requisitos de energia para o metabolismo de manutenção celular (Figura 3).

Figura 3 – Esquema ilustrativo da lise celular/crescimento críptico.



Fonte: Adaptado de Foladori et al. (2010).

O processo libera material celular no meio, fornecendo substrato e nutrientes que contribuem para aumentar a carga orgânica. Esse substrato orgânico é reutilizado no metabolismo das células intactas (WEI et al., 2003). A lise celular pode ser provocada por diferentes mecanismos que comprometem a integridade da biomassa (KHURSHEED e KAZMI, 2011).

A extensão da lise celular depende muito do tipo de força física ou mecânica aplicada, podendo ser citados: (1) tratamento térmico (temperaturas entre 40°C e 180°C); (2) tratamento químico (utilização de ácidos ou bases); (3) desintegração mecânica (utilização de ultrassom ou de mecanismo triturador); (4) congelamento e derretimento; (5) hidrólise biológica com adição de enzimas; (6) processos de oxidação avançada (utilização de ozônio e cloração); (7) combinações de dois ou mais processos citados (WEI et al., 2003).

A cloração e a desintegração ultrassônica, apresentadas a seguir, foram as técnicas baseadas na lise celular/crescimento críptico aplicadas nesta pesquisa.

➤ *Cloração*

O processo de oxidação por cloro foi proposto para substituir a ozonização, por ser um procedimento economicamente mais viável. O cloro, devido à sua ação oxidante, pode ser utilizado para minimizar a produção de lodo em sistemas de lodos ativados. A redução da quantidade de biomassa é causada pela lise celular (WANG et al., 2011).

Os microrganismos submetidos ao contato com o cloro sofrem morte e lise celular, com o produto desse processo sendo liberado no meio líquido, ficando submetido à degradação a partir do metabolismo microbiano no processo de tratamento do efluente. Além disso, este composto que é um forte agente oxidante, pode também promover a oxidação química da biomassa, produzindo subprodutos mais estabilizados. Essa técnica apresenta alguns possíveis efeitos negativos, como a deterioração na sedimentabilidade do lodo e a possível formação de trihalometanos, substâncias tóxicas formadas pela reação do cloro com matéria orgânica (PÉREZ-ELVIRA et al., 2006).

Outra desvantagem que pode ser encontrada nesse processo é que a utilização de cloro em excesso pode comprometer a eficiência do tratamento do efluente. Hassani et al. (2011) verificou que, se utilizado em elevadas concentrações, o cloro pode promover a redução da eficiência de remoção de DQO ao longo do tempo. Assim, apesar de a cloração proporcionar uma redução da produção de lodo, esta técnica deve ser aplicada com cautela, de forma a não comprometer o sistema de tratamento.

Além de ser utilizado como técnica de minimização de lodo, o uso do cloro em sistemas de lodos ativados também tem como objetivo o controle do crescimento de microrganismos filamentosos. Takdastan et al. (2009) verificaram a eficiência da cloração para controlar o crescimento de microrganismos filamentosos e minimizar a produção de lodo. No entanto, o processo promoveu um aumento da DQO solúvel do efluente, deteriorando sua qualidade.

A dosagem de cloro utilizada está relacionada ao tempo de contato empregado durante o tratamento: menores dosagens requerem maior

tempo de contato. Segundo Wang et al. (2011) uma dosagem de 10 mg $\text{ClO}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ SST requer um tempo de contato de 40 minutos, para se alcançar uma redução na produção de lodo de 58%. Já Saby et al. (2002), verificaram que uma dosagem de 0,066 g $\text{Cl}_2 \cdot \text{g}^{-1}$ SST com um tempo de contato de 1 minuto produz uma redução na produção de lodo de 65%.

➤ *Desintegração ultrassônica*

O ultrassom é um processo de ruptura mecânica para desintegração das células microbianas, e quando aplicado em elevada intensidade outros compostos da matriz do floco também podem ser degradados em formas mais simples, devido à geração de compostos oxidantes como radical hidroperóxido ou peróxido de hidrogênio. Os impulsos mecânicos são transmitidos por um sonotrodo associado a um gerador de ultrassom operado em frequências entre 20 e 40 kHz. O processo gera um padrão repetitivo de compressões e cavitação no meio, que é basicamente a formação, o crescimento e a quebra repentina das bolhas no líquido, o que pode produzir temperaturas e pressões elevadas, algumas vezes acima de 5000 K e 1000 atm (FOLADORI et al., 2010). Estas condições, embora de curta duração, geram grandes forças de cisalhamento no líquido, as quais podem romper as células bacterianas ou a matriz do floco. As elevadas temperaturas podem decompor os lipídeos da membrana citoplástica das células, facilitando a liberação do material intracelular na fase aquosa, o qual pode ser usado no crescimento críptico (WANG et al. 2005; MA et al., 2012).

A desintegração ultrassônica é uma eficiente maneira de promover a lise celular das bactérias presentes no lodo. Embora essa técnica seja eficiente e não introduza no sistema substâncias com potenciais riscos biológicos, é necessário utilizar bastante energia e os custos envolvidos são relativamente elevados (LIN et al., 2012; MA et al, 2012).

Pilli et al (2011) consideram a desintegração ultrassônica um método emergente de tratamento mecânico para melhorar a degradabilidade biológica do lodo, muito útil para ETE no tratamento e na disposição do lodo. Os autores relatam que obtiveram um aumento de 50% na produção de biogás, quando operaram este processo junto ao sistema de lodos

ativados. Foi constatado ainda que a razão global entre o ganho de energia do processo e o consumo de energia pelos equipamentos foi de aproximadamente 2,5.

Embora esta técnica demande um alto consumo de energia, os custos globais envolvidos não são necessariamente elevados. A redução da quantidade de lodo promove uma economia nos processos de tratamento e de disposição final do lodo gerado. Assim, os gastos com energia podem ser compensados pela economia no processo de tratamento do lodo. Ma et al. (2012) verificaram que o custo total de operação de um sistema de tratamento com utilização de desintegração ultrassônica foi 11,4% inferior ao custo de um sistema convencional de lodos ativados.

2.3.1.2 Metabolismo Desacoplado

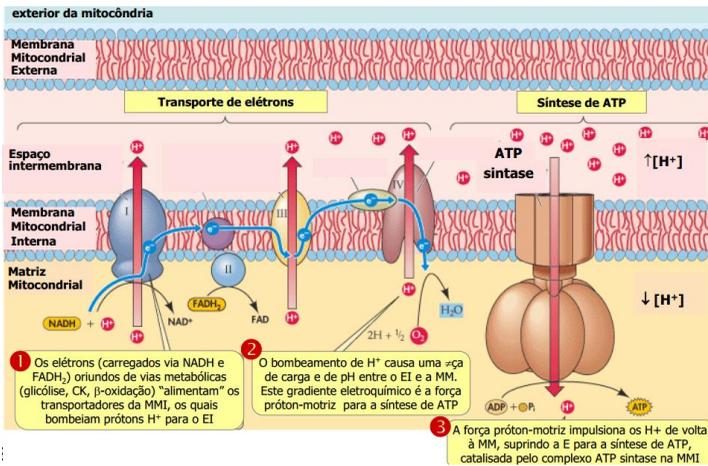
Vários estudos têm mostrado que uma significativa redução na produção de lodo pode ser alcançada pela restrição ou limitação do crescimento da biomassa sob a presença de substâncias inibidoras (LOW e CHASE, 1998; CHEN et al., 1999; STRAND et al., 1999; LOW et al. 2000). A redução de lodo pode ser explicada pelo desacoplamento de energia, que é uma discrepância no balanço de energia entre o catabolismo e o anabolismo. Nas células bacterianas, o crescimento, a duplicação e o metabolismo de manutenção são alcançados através dessas complexas vias metabólicas. Sob condições normais, o catabolismo e o anabolismo estão intimamente acoplados. Contudo, tem sido observado que os requisitos de energia para as atividades de manutenção celular aumentam na presença de certos compostos ou condições ambientais (LIU, 2001). Acredita-se que a redução da quantidade de energia viável para a síntese de novas células resulte em uma menor produção de lodo.

Os reagentes desacopladores incluem um diverso grupo de compostos, na sua maioria ácidos fracos lipofílicos, dentre eles: para-nitrofenol (pNP); clorofenol; 3,3',4',5 - tetraclorosalicilato (TCS); 2,4,5-triclorofenol (TCP); e cresol. Contudo, o uso destes compostos pode representar muitos problemas técnicos e ambientais como o elevado consumo de O₂, introdução direta de compostos tóxicos no sistema de tratamento e no efluente tratado, que podem alcançar o ambiente aquático e seus efeitos

são ainda desconhecidos. Além disso, uma vez que a população microbiana fica aclimatada ao reagente desacoplador, os efeitos da redução de lodo diminuem, o que demanda uma constante mudança na concentração ou no tipo do reagente utilizado (WEI et al., 2003).

A Figura 4 ilustra a sequência da cadeia respiratória com metabolismo acoplado.

Figura 4 – Cadeia respiratória – metabolismo acoplado.



Fonte: Adaptado de Chaves (2014).

A adição desses compostos orgânicos interrompe a síntese de ATP pelas mitocôndrias, sem bloquear a captação de oxigênio, desacoplando o transporte de elétrons da síntese de ATP. O transporte de elétrons e o bombeamento de H^+ continuam em um ritmo rápido, porém não há a geração do gradiente de H^+ . A explicação é simples: os agentes desacopladores são ácidos fracos lipofílicos que atuam como carreadores de H^+ (ionóforos H^+) e fornecem uma via adicional para o fluxo de H^+ através da membrana mitocondrial interna, além da ATP-sintase. Como resultado tem-se que a força próton-motriz é completamente dissipada e o ATP não pode mais ser sintetizado (ALBERTS, 2010).

➤ *Aplicação do reagente desacoplador tetraclorosalicilato (TCS)*

O TCS é uma substância que não apresenta efeitos agressivos ao meio ambiente, quando utilizado em doses controladas. Esse composto é utilizado na produção de sabões, detergentes e produtos similares. Quando colocado em contato com a matéria orgânica, o TCS faz com que a maioria do substrato seja oxidado a dióxido de carbono, em vez de ser utilizado para a biossíntese (LIU e TAY, 2001). Como resultado da adição de TCS, a taxa de crescimento da biomassa fica bastante reduzida. Além disso, a cinética de remoção do substrato não sofre influência significativa.

De acordo com Wei et al. (2003), a adição de TCS foi eficiente para reduzir a produção de lodo em reatores de lodos ativados, tanto em batelada quanto em fluxo contínuo. A concentração de TCS de 0,4 mg/L foi considerada o limiar capaz de proporcionar a redução da produção de lodo, e concentrações de 0,8 a 1,0 mg/L podem causar uma redução de 40% do lodo gerado quando aplicado uma vez por dia ao sistema de lodo ativado.

Yang et al. (2003) relataram que a dissociação da energia no metabolismo desacoplado é proporcionalmente relacionada com a concentração do reagente desacoplador. É importante considerar que adição de desacopladores metabólicos não bloqueia o transporte de elétrons na cadeia respiratória; dessa forma, a eficiência de remoção do substrato normalmente não sofre alteração. O TCS é capaz de reduzir os níveis de energia na célula, sem ocasionar mudanças no armazenamento, viabilidade, divisão e tamanho das células (CHEN et al., 2000).

➤ *Aplicação de ácido fólico (AF)*

O ácido fólico, de fórmula molecular $C_{19}H_{19}N_7O_6$, também conhecido como vitamina B9, foi inicialmente aplicado em estações de tratamento de efluentes com o objetivo de solucionar problemas de operação, como o crescimento exagerado de microrganismos filamentosos. A adição de ácido fólico promove o crescimento de uma biomassa mais ativa e com maior diversidade. Nesses casos, o ácido fólico é responsável por tornar o efluente da estação mais clarificado e com melhor sedimentação, além de

tornar o processo de tratamento mais estável e de gerar menor quantidade de lodo residual (AKERBOOM et al., 1994).

A adição de ácido fólico tem a função de regular o metabolismo associado ao consumo do substrato (ANDERL, 1987). Em sistemas com deficiência de ácido fólico os processos metabólicos irão ocorrer a uma taxa bastante reduzida. A adição deste reagente ao sistema de lodo ativado promove uma aceleração da atividade metabólica, inibindo algumas rotas e acelerando outras, de forma a aumentar a capacidade de consumo de outros nutrientes (STRUNKHEIDE, 2004; BERTACCHI, 2005).

Dubé et al. (2002) constataram que o ácido fólico, utilizado em mais de 100 ETE industriais e municipais nos Estados Unidos e na Europa, é uma alternativa confiável e eficiente em substituição a cloração para o controle de organismos filamentosos.

O ácido fólico, além de controlar o crescimento de microrganismos filamentosos, que prejudicam a sedimentação, também promove a redução dos níveis de consumo de oxigênio e de fósforo, e reduz a produção de lodo. A amplitude da redução é função da carga da solução de ácido fólico utilizada. Essa técnica possibilita o alcance de benefícios econômicos, ambientais e operacionais (DUBÉ et al., 2002). Além disso, a adição de ácido fólico apresenta a vantagem de ser relativamente simples, não necessitando de equipamentos muito modernos e nem de amplas revisões sobre o tema (SENORER et al., 2004).

A aplicação de DOSFOLAT™ (produto comercial em solução aquosa contendo cerca de 30% de ácido fólico) a uma concentração de 0,1 mg/L, associada às diferentes idades do lodo (entre 2,4 e 28 dias) em sistemas piloto do tipo lodos ativados, não produziu efeito na remoção de matéria orgânica e no processo de nitrificação. No entanto, uma menor produção de lodo foi observada, com redução de 7% com θ_c igual a 2,4 dias e de 17% com θ_c igual a 28 dias (BERTACCHI, 2005).

Torres (2005) avaliou a aplicação de ácido fólico (2,5 mg/L) e DOSFOLAT™ (1,25 mg/L) em sistema piloto de lodos ativados em batelada com idade do lodo igual a 25 dias. Nenhuma influência destes

compostos na produção de lodo foi observada, nem a eficiência do tratamento foi alterada.

Uma redução da produção de lodo de 38% a 50% foi verificada com a aplicação de ácido fólico (concentração de 0,3 mg/L) em um sistema piloto de lodo ativado com idade do lodo de 24 dias (RAMOS et al., 2014).

Portanto, o ácido fólico, que inicialmente havia sido utilizado com a finalidade de controlar o crescimento de microrganismos filamentosos e de melhorar a sedimentação do efluente, apresentou-se também como eficiente agente de redução da produção de lodo em sistemas de tratamento biológico de efluentes (AKERBOOM et al., 1994). O mesmo autor obteve redução de 23% do IVL com a aplicação de ácido fólico em um reator de lodos ativados, e o sistema ainda passou a apresentar maior estabilidade operacional.

2.3.2 Tratamento Biológico

Uma alternativa eficiente para redução da produção de lodo baseada no tratamento biológico é o emprego de um reator anaeróbio na linha de recirculação do lodo. No processo, os sólidos sedimentados do decantador são enviados ao reator anaeróbio antes de retornarem ao tanque de aeração, com objetivo de reduzir o lodo em excesso, chamado sistema OSA (*Oxic-Settling-Anaerobic system*) (CHUDOBA et al., 1991). As taxas de recirculação do lodo para o tanque anaeróbio podem variar de uma configuração para outra, e com base neste parâmetro, estes sistemas podem receber diferentes nomenclaturas. No entanto, o princípio da tecnologia para redução de lodo é sempre o mesmo. É uma técnica capaz de reduzir de forma eficaz e a baixo custo a produção de lodo, visto que não é necessário nenhum pré-tratamento físico-químico e nem a adição de qualquer substância química. Além disso, o processo apresenta uma boa estabilidade de operação, melhora a qualidade do efluente e as propriedades de sedimentabilidade do lodo (WANG et al., 2008).

Westgarth et al. (1964) foram os primeiros a observar a possibilidade de redução de lodo quando se introduzia um período de condição anaeróbia ao sistema de lodo ativado com relação ao tratamento convencional.

Diversos estudos foram levados adiante com base neste princípio (CHUDOBA et al., 1991 e 1992; CHEN et al., 2002; GOEL e NOGUERRA, 2006; YE et al., 2007; NOVAK et al., 2007; AN et al., 2008, WU et al., 2013). Contudo, o tratamento biológico de redução da produção de lodo e seus mecanismos de ação continuam ainda não totalmente elucidados. Diferentes estratégias estão atualmente em desenvolvimento como solução para redução da produção de lodo em excesso neste sistema. Os principais mecanismos apresentados na literatura são: o metabolismo desacoplado; a lise celular; a liberação de polímeros extracelulares (EPS); e o decaimento endógeno (WEI et al., 2003; NOVAK et al., 2007; CHON et al., 2011; RAMDANI et al., 2012).

2.3.2.1 Origem do processo OSA (Oxic-settling-anaerobic process)

Chudoba et al. (1992) apresentaram o processo OSA como alternativa ao sistema de lodo ativado convencional. O sistema se caracteriza pela inserção de um reator anaeróbio na linha de recirculação do lodo. Parte do lodo recirculado passa no tratamento anaeróbio antes de seguir ao tanque de aeração principal. Esta configuração resulta em uma diminuição da produção de lodo.

O mecanismo para a redução de lodo apresentado pelos autores seria o metabolismo desacoplado entre catabolismo e anabolismo. Os autores afirmam que a passagem do lodo por condições anaeróbias cria uma forte pressão sobre as diversas espécies de microrganismos presentes na biomassa, resultando em uma seleção metabólica. A população que melhor se adapta são as poli-P, pois acumulam polifosfato em presença de oxigênio e depois o utilizam como fonte de energia em condição anóxica. O que ocorre é que quando em condição anaeróbia (ausência de receptores de elétrons favoráveis) as reservas de ATP estocadas em presença de oxigênio são utilizadas pelos microrganismos como fonte de energia. Uma vez retornada a condição aeróbia, as bactérias têm um estoque de ATP reduzido, e, portanto, utilizam o substrato e o oxigênio para reconstituírem seu estoque de energia à custa da síntese de novas células. Um processo cíclico deste tipo seria teoricamente capaz de realizar o metabolismo desacoplado, diminuindo de modo significativo o crescimento da biomassa.

Chen et al. (2003) e An e Chen (2008) verificaram que a teoria do metabolismo desacoplado não explicava a redução de lodo no sistema OSA. Uma vez que quando o lodo das três unidades envolvidas no sistema (lodo aeróbio, lodo sedimentado e lodo anaeróbio) foram submetidos a transição de condições aeróbias e anaeróbias, não foi observada nenhuma diminuição no coeficiente de crescimento celular, que se mantinha sempre constante. A síntese de novas células permaneceu não alterada.

O mecanismo proposto seria então o decaimento do lodo, que ocorria devido aos fenômenos de lise celular e hidrólise no interior de reator anaeróbio (AN e CHEN, 2008), evidenciado pelo valor da taxa de decaimento celular do lodo ($\kappa_a = 0,13 \text{ d}^{-1}$) no ambiente anaeróbio muito maior do que o valor reportado na literatura ($\kappa_a = 0,02 \text{ d}^{-1}$). O aumento do coeficiente κ_a se traduz em uma redução da biomassa à DQO solúvel, que seria utilizada internamente no reator anaeróbio para as reações de desnitrificação, redução do sulfato, liberação de fósforo e produção de metano. Nesse sentido, o mecanismo mais aceitável para a redução de lodo seria o aumento do decaimento celular, que leva à lise celular, liberando no meio compostos proteicos rapidamente assimiláveis (WANG et al., 2007).

Vários estudos têm demonstrado o rendimento do sistema OSA, tanto a sua eficiência para tratamento do efluente, quanto seu desempenho na redução de lodo, frente ao sistema de lodo ativado convencional. Grande parte das pesquisas foram desenvolvidas com efluente sintético e escala laboratorial, trabalhando-se com reatores com capacidade não maiores do que 10 litros, tendo como escopo principal compreender melhor o funcionamento do sistema OSA, individualizando os parâmetros mais importantes para a eficiência do sistema (CHUDOBA et al., 1991 e 1992; CHEN et al., 2002; GOEL e NOGUERRA, 2006; YE et al., 2007; NOVAK et al., 2007; AN et al., 2008, WU et al., 2013).

O primeiro parâmetro que influencia na redução da produção de lodo é o potencial redox (ORP) no interior do reator anaeróbio no qual é recirculado o lodo. Variando-se os valores de ORP no interior do reator anaeróbio, ocorre uma alteração na produção específica de lodo. Em

presença de ORP muito baixo (-250 mV), ocorre um melhor rendimento em termos de redução da produção de lodo com relação a valores mais elevados (+100 mV), cerca de 43% de redução. Além disso, há uma variação significativa nos valores de idade do lodo do sistema global de tratamento. Uma vez que a idade do lodo depende inversamente da produção de lodo diária, tem-se um aumento da idade do lodo com a redução de ORP (SABY et al., 2003).

Outro parâmetro importante para o rendimento do sistema OSA é o tempo de detenção hidráulica (TDH) dentro do reator anaeróbio. Os valores ótimos de TDH foram verificados por Ye et al. (2008), variando entre 7 a 10 horas, representando uma redução da produção de lodo de 13 a 33%.

Pires et al. (2014) operando um sistema piloto de lodo ativado associado ao processo OSA, obtiveram uma redução na produção de lodo de 82%, com TDH de 24 horas. Os autores ainda observaram uma ligeira melhora na qualidade do efluente e na sedimentabilidade do lodo. Martins et al. (2015), operando o mesmo sistema piloto de Pires et al. (2014), no entanto, com um TDH de 12 horas, observaram uma redução da produção de lodo de 52%.

2.3.2.2 Variante do processo

O processo Cannibal[®], uma variante do processo OSA para minimização da produção de lodo, está em operação desde o final dos anos 90, século passado, em diversas ETE e ETEI (estações de tratamento de efluentes industriais) nos Estados Unidos. Sua primeira utilização foi em 1998, em uma pequena estação em bateladas sequenciais na Geórgia, EUA. O processo foi comercialmente introduzido pela Siemens em 2003. A cidade de Trento na Itália foi a pioneira em receber este sistema na Europa, a estação entrou em operação em 2008.

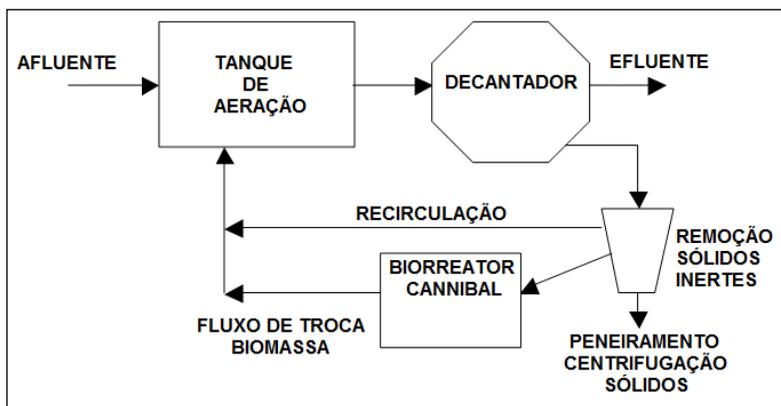
Trata-se de um processo físico e biológico de redução da produção de lodo em excesso com base em um reator anaeróbio inserido na linha de tratamento do efluente. Os sólidos que normalmente seriam descartados do sistema de lodo ativado convencional são enviados para o biorreator Cannibal[®]. A operação envolve a troca de biomassa entre a zona aeróbia e

anaeróbia. A biomassa recirculada é mantida no biorreator Cannibal[®] por um determinado tempo (FOLADORI et al., 2010).

A configuração básica deste processo é mostrada na Figura 5. O esquema do processo é composto basicamente:

- Extração de parte do lodo de retorno (aproximadamente 50% da vazão de recirculação);
- Peneiramento em peneiras com pequeno diâmetro (250 μm). O material separado, caracterizado como sendo 30-40% de sólidos secos e 90% sólidos voláteis, são na sua maioria materiais orgânicos inertes, formados basicamente de cabelos e fibras de celulose. Este processo físico é capaz de separar 20-30% dos sólidos totais;
- Retorno da maior parte do lodo para o tanque de aeração;
- Introdução da vazão remanescente de recirculação no reator anaeróbio também chamado de biorreator Cannibal[®];
- Retorno do lodo tratado anaerobicamente para o tanque de aeração.

Figura 5 – Fluxograma esquemático do processo Cannibal[®].



Fonte: Adaptado de Foladori et al. (2010).

As considerações feitas anteriormente para o sistema OSA podem ser aplicadas ao sistema Cannibal[®], uma vez que o pré-tratamento físico ao qual o lodo é submetido não influencia no mecanismo de redução de lodo. Outro parâmetro importante individualizado nos estudos realizados com o sistema Cannibal[®] é a taxa de recirculação, ou seja, a quantidade de lodo que passa cotidianamente pelo reator anaeróbio. Um aumento na taxa de recirculação produz um aumento no desempenho do sistema; o valor ótimo para esta razão de recirculação está em torno de 10% (NOVAK et al., 2007; GOEL e NOGUERA, 2006).

Vários estudos indicam que o processo reduz a massa de lodo de 60 a 70% (CHUDOBA et al., 1992; CHEN et al., 2001; SABY et al., 2003; NOVAK et al., 2007). Alguns estudos verificaram que este processo pode contribuir para remoção de fósforo, possivelmente devido ao ambiente anaeróbio presente na linha de recirculação do lodo, o que favorece o crescimento das bactérias fermentativas e a remoção do fósforo (GOEL e NOGUERA, 2006; NOVAK et al., 2007).

2.3.2.3 Síntese dos mecanismos atuantes no processo OSA

As alternativas possíveis encontradas na literatura que descrevem os mecanismos de redução da produção de lodo em excesso no tratamento biológico são: metabolismo desacoplado, lise de células, solubilização de matéria orgânica pela destruição dos flocos, solubilização de resíduos endógenos pelo decaimento endógeno (NOVAK et al., 2007; FOLADORI et al., 2010; COMA et al., 2013).

O processo de metabolismo desacoplado como apresentado anteriormente, foi a primeira teoria para redução de lodo. Os ciclos alternados de anaerobiose e aerobiose, aos quais estão submetidos os microrganismos, podem criar condições de estresse físico. Sob esta condição de estresse, os microrganismos são privados de fonte de substrato, o que pode levar a uma diminuição da energia celular sob a forma de ATP. Uma parte considerável da energia produzida, normalmente disponível para o crescimento da biomassa, é utilizada para as funções de manutenção celular ou é eliminada na forma de calor. Estes ciclos alternados podem produzir uma dissociação entre os níveis das reações anabólica e

catabólica: este desacoplamento de energia ocorre para regular o metabolismo celular, o que se acredita resultar na redução da produção de lodo em excesso. Eficiências de até 50% de redução na produção de lodo foram alcançadas sem afetar a qualidade do efluente e a sedimentabilidade do lodo (CHUDOBA et al., 1992).

Outro mecanismo possível de redução da produção de lodo é a lise celular. A explicação possível é que, sob condições anóxicas e com baixo potencial de oxirredução (ORP), o decaimento da biomassa é acelerado de forma eficaz, o que facilita a desintegração e a solubilização das células que se tornam substrato disponível para uma futura biodegradação. A liberação de componentes celulares não é apenas devido à decomposição das células sob condições anóxicas, podendo também ser desencadeada por condições de estresse, em ambientes sem fontes externas de substrato. Quando o lodo tratado no reator anaeróbio é recirculado ao tanque de aeração, a degradação do substrato, que foi liberado no meio, irá ocorrer, o que resulta numa redução da produção de lodo em excesso (CHEN et al., 2003; SABY et al., 2003).

Outro conceito por trás deste sistema é que, nas condições de anaerobiose a matéria orgânica (proteína) será liberada através da reação de redução do ferro. O lodo ativado é constituído por um consórcio microbiano associado à matéria orgânica e inorgânica, que estão dispostos numa matriz formada por substâncias biopoliméricas (EPS) e cátions. Os microrganismos selecionados no ambiente anaeróbio quebram os flocos de lodo aeróbios liberando as substâncias biopoliméricas ligadas ao floco. Estas são recirculadas para o tanque de aeração, onde são rapidamente utilizadas como material orgânico para o crescimento da biomassa aeróbia. Através da liberação anaeróbia e da degradação aeróbia da proteína liberada, a produção de lodo em excesso é reduzida (EASWARAN, 2006; NOVAK et al., 2007; CHON et al., 2011; CHON et al., 2012).

O reator anaeróbio na linha de recirculação do lodo apresenta características diferentes das zonas anaeróbias em outros processos de tratamento, tais como: pouca fonte externa de substratos orgânicos, alta concentração de lodo, e elevado tempo de retenção de sólidos. Estas

características podem induzir a morte de microrganismos e a oxidação endógena (WANG et al., 2008). O tempo de retenção de lodo prolongado no sistema pode aumentar a taxa de redução de lodo, o que pode ser essencialmente devido às reações endógenas do lodo. O coeficiente de decaimento da biomassa no reator anaeróbio é acelerado quando submetido a baixos valores de ORP com o tempo de retenção de sólidos prolongado. (CHEN et al., 2003). Além disso, a matriz de resíduo endógeno apresenta na sua estrutura biopolímeros extracelulares, os quais podem servir como fonte de carbono ou energia em condições de ausência de nutrientes. Assim, ciclos alternados entre condições aeradas e não aeradas resultam em uma maior velocidade de biodegradação do resíduo endógeno e o crescimento da biomassa pode ser reduzido (RAMDANI et al., 2010).

3. METODOLOGIA

Esta pesquisa utiliza como ponto de partida a busca de soluções para o gerenciamento do lodo em diferentes condições operacionais, com base no subprojeto “*Estudo de alternativas para minimização e gerenciamento do excesso de lodo produzido na ETE Insular-Florianópolis/SC*”, que vem sendo desenvolvido desde 2009, e teve como resultados preliminares os estudos apresentados por Oselame (2011), Daudt (2013), Ramos et al. (2014) e Pires et al. (2014).

A pesquisa foi desenvolvida em duas diferentes fases. Na primeira fase, foram realizados testes em bancada com diferentes processos de minimização de lodo, buscando identificar a alternativa mais promissora. Na segunda fase, foi realizado o monitoramento de uma ETE em escala real operando o sistema anaeróbio de minimização da produção de lodo, a fim de identificar os mecanismos de redução de lodo atuantes neste sistema.

3.1. SISTEMAS EXPERIMENTAIS

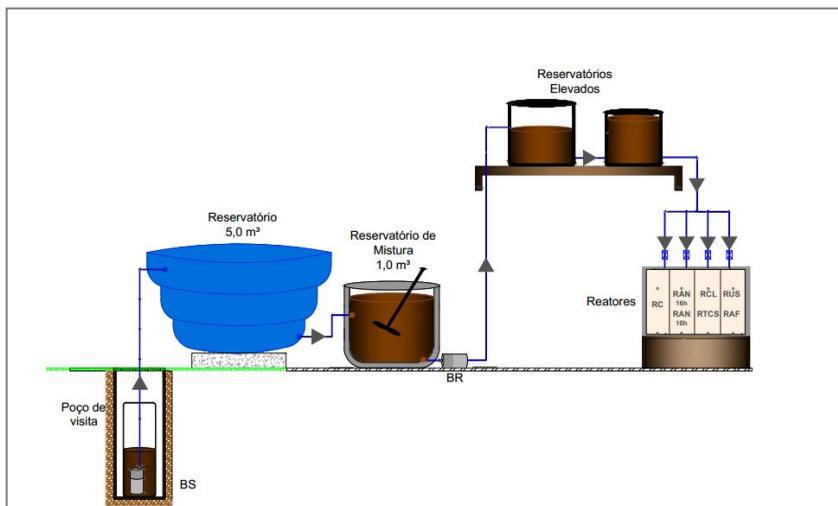
3.1.1 Sistema Experimental I – Escala de Bancada

O sistema experimental em escala de bancada foi instalado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, em anexo situado próximo ao restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

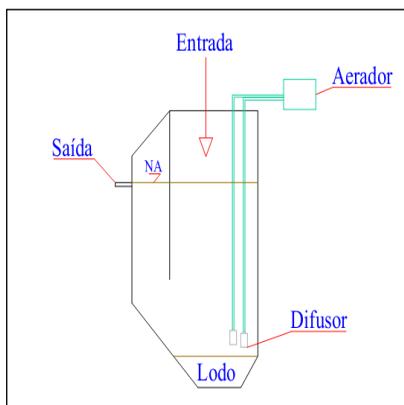
A Figura 6 apresenta um esquema do fluxo do efluente no Sistema Experimental I (A) e detalhes dos reatores de bancada (B). O afluente utilizado no estudo era proveniente da rede coletora de esgotos do bairro Pantanal, na cidade de Florianópolis/SC. A captação do esgoto era feita por meio de uma bomba submersa (marca Schneider, BSC-94 - $\frac{3}{4}$ CV Mono 60 Hz) instalada no poço de visita da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), sendo então bombeado para um tanque de armazenamento com capacidade para 5000 litros. O esgoto era mantido em constante recirculação neste tanque; a cada 25 minutos a bomba de

recirculação do afluente (marca Schneider, BC-98 - ½ CV Mono 60 Hz) era acionada por 5 minutos.

Figura 6 – Esquema do fluxo do efluente. A) No Sistema Experimental I; B) Nos reatores em bancada (corte lateral).



A



B

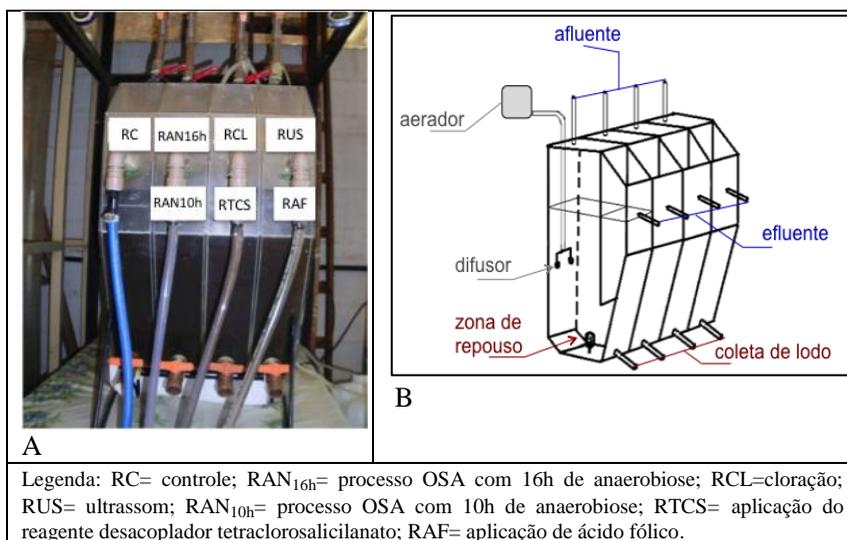
Do tanque de armazenamento, o esgoto seguia, por gravidade, para um tanque intermediário de capacidade de 1000 litros, com misturador mecânico (motor elétrico do tipo vertical 1750 rpm – 60 Hz), de onde era então bombeado (marca Schneider, BC-98 - ½ CV Mono 60 Hz) a um

reservatório elevado, a partir do qual, por gravidade, o esgoto passava para um reservatório intermediário. O reservatório intermediário era responsável pela alimentação dos reatores de lodo ativado.

Após o tratamento, o descarte do efluente era feito por meio de vertedores conectados a mangueiras, localizados na parte superior dos reatores, e em seguida era lançado de volta à rede coletora da CASAN, em um ponto à jusante da captação.

Os reatores biológicos utilizados neste estudo compunham um módulo com quatro tanques em acrílico, com volume útil de 10 litros cada (Figura 7), operados em sistema de lodos ativados com vazão em regime de fluxo contínuo. Cada reator funcionava como decantador e tanque de aeração ao mesmo tempo. A sedimentação do efluente era obtida na zona de repouso, formada pela inclinação entre o fundo e a saída do reator.

Figura 7 – Reatores biológicos. A) Vista frontal e B) Detalhe lateral.



A aeração e a homogeneização eram realizadas através de bombas de aquário (marcas Big Air A420 e Boyu SC7500), utilizando-se pedras porosas de aquário para obter microbolhas. As pedras estavam localizadas na profundidade média do reator, mantendo-se, assim, a concentração de

oxigênio dissolvido no intervalo entre 6 e 8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e o tanque de aeração em mistura completa sem comprometer a zona de repouso da sedimentação.

A vazão afluyente era mantida em $1,0 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$. O controle da vazão era feito manualmente duas vezes ao dia, por meio da regulagem dos registros de entrada do afluyente nos reatores.

Durante o período de monitoramento do sistema não foi realizado o descarte de lodo. A idade do lodo, apresentada no item 3.4.4, foi calculada com base na relação entre a massa de sólidos dentro do sistema e na massa de sólidos retirada do sistema, sendo esta última fração composta: 1) pela massa de sólidos retirada para o monitoramento do sistema; e 2) pela massa de sólidos perdida no efluente.

Inoculação dos reatores

O inóculo utilizado neste experimento era proveniente da linha de recirculação de lodo da ETE Insular, que trata esgotos sanitários, localizada em Florianópolis/SC. O inóculo na primeira etapa da pesquisa apresentava uma concentração de sólidos suspensos totais (SST) de $3,1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ e um índice volumétrico de lodo (IVL) de $210 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. Na segunda etapa o inóculo apresentava $2,4 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de SST e $150 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ de IVL.

Foram adicionados 3,0 litros deste lodo em cada compartimento, e, em seguida, completados com 7,0 litros de esgoto bruto, totalizando os 10 litros de volume útil de cada compartimento.

Operação dos reatores

Os reatores foram operados em duas diferentes etapas. Em cada uma destas etapas, foram testadas três alternativas de minimização, juntamente com um reator controle. Os desempenhos dos reatores foram comparados, a fim de determinar qual deles promoveu uma maior eficiência na redução da produção de lodo, sem produzir interferências significativas no tratamento do efluente.

➤ Primeira Etapa

A primeira etapa teve início no mês de julho de 2011 e foi finalizada em setembro de 2011, totalizando 70 dias de operação. Neste período, foram realizadas 18 coletas de esgoto bruto, licor misto e esgoto tratado. Nesta primeira etapa foram testadas as seguintes alternativas de minimização de lodo:

- **Alternativa 1: Processo OSA (*Oxic-settling-anaerobic*) (RAN_{16h}).**

Este sistema de lodo ativado inclui o processo anaeróbio como alternativa de minimização do lodo. O volume de lodo produzido em excesso era retirado do tanque de aeração, após 30 minutos de sedimentação, e mantido em condições anaeróbias por 16 horas de acordo com Ye et al. (2008) e Foladori et al. (2010). Depois deste período, o lodo era então recirculado ao tanque de aeração. Este procedimento ocorria duas vezes por semana: para isso, 500 mL de lodo sedimentado eram retirados do tanque de aeração e acondicionados em recipiente hermeticamente fechado e protegido da luz.

- **Alternativa 2: Cloração combinada ao processo de lodo ativado (RCL).**

Este sistema de lodo ativado possuía a cloração como alternativa de minimização de lodo. O volume de lodo produzido em excesso era retirado do tanque de aeração, após 30 minutos de sedimentação, e era então aplicada ao lodo sedimentado uma dosagem de $0,066 \text{ g Cl}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ SST}$ com um tempo de contato de 1 minuto de acordo com Saby et al. (2002). Depois do procedimento, o lodo era recirculado ao tanque de aeração. Este procedimento ocorria duas vezes por semana: para isso, 500 mL de lodo sedimentado eram colocados em contato com uma solução de hipoclorito de sódio (NaClO) em uma concentração que garantisse a dosagem desejada.

- **Alternativa 3: Desintegração ultrassônica (RUS).**

Este sistema de lodo ativado tinha como alternativa de minimização de lodo a desintegração ultrassônica. O volume de lodo produzido em

excesso era retirado do tanque de aeração, após 30 minutos de sedimentação, e era então submetido ao aparelho de ultrassom com potência de 100 W por 90 segundos sob uma frequência de 35 kHz de acordo com Wang et al. (2008) e Foladori et al. (2010). Depois do procedimento, o lodo era recirculado ao tanque de aeração. Este procedimento ocorria duas vezes por semana: para isso, 500 mL de lodo sedimentado eram colocados em sonicação no desruptor de células ultrassônico da marca Unique®.

Foi mantido também um reator controle (RC), onde não havia nenhum processo de minimização aplicado. As características do afluente e as condições de operação dos reatores durante esta etapa do experimento estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Características do afluente e condições operacionais dos reatores na Etapa 1.

Parâmetros	Quatro Reatores
Carga Orgânica (kg DQO·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,94
DQO Total (mg·L ⁻¹)	393 ± 104
Carga Nitrogenada (kg NH ₄ ⁺ -N·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,15
NH ₄ ⁺ -N (mg·L ⁻¹)	62 ± 17
pH	6,9
Tempo de monitoramento (dias)	70
Tempo de retenção hidráulica (horas)	10
Vazão (m ³ ·d ⁻¹)	0,024

➤ Segunda Etapa

A segunda etapa teve início no mês de setembro de 2011 e foi finalizada em dezembro de 2011, totalizando 90 dias de operação. Neste período, foram realizadas 28 coletas de esgoto bruto, licor misto e esgoto tratado. Nesta segunda etapa foram testadas as seguintes alternativas de minimização de lodo:

- **Alternativa 1: Processo OSA (*Oxic-settling-anaerobic*) (RAN_{10h}).**

Este sistema de lodo ativado inclui o processo anaeróbio como alternativa de minimização do lodo. O volume de lodo produzido em excesso era retirado do tanque de aeração, após 30 minutos de sedimentação, e mantido em condições anaeróbias por 10 horas de acordo com Ye et al. (2008) e Foladori et al. (2010), depois deste período o lodo era então recirculado ao tanque de aeração. Este procedimento ocorria duas vezes por semana: para isso, 500 mL de lodo sedimentado eram retirados do tanque de aeração e acondicionados em recipiente hermeticamente fechado e protegido da luz.

- **Alternativa 2: Adição de tetraclorosalicilato (RTCS).**

Nessa alternativa foi testado o reagente tetraclorosalicilato (TCS), em concentração de $0,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de acordo com Wei et al. (2003). A aplicação deste reagente foi feita de forma contínua ao tanque de aeração. O reagente era dosado por uma bomba peristáltica (Marca - Watson Marlow 505S).

- **Alternativa 3: Adição do ácido fólico (RAF).**

Nessa alternativa foi testado o reagente Ácido Fólico, em concentração de $0,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de acordo com Dubé et al. (2002) e Bertacchi (2005). A aplicação deste reagente foi feita de forma contínua ao tanque de aeração. O reagente era dosado por uma bomba peristáltica (Marca – Cole Parmer Masterflex 7519-20).

Nesta etapa também foi mantido um reator controle (RC), onde não havia nenhum processo de minimização aplicado. As características do afluente e as condições de operação dos reatores durante esta etapa do experimento estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Características do afluente e condições operacionais dos reatores na Etapa 2.

Parâmetros	Quatro Reatores
Carga Orgânica (kg DQO·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,92
DQO Total (mg·L ⁻¹)	382 ± 223
Carga Nitrogenada (kg NH ₄ ⁺ -N·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,18
NH ₄ ⁺ -N (mg·L ⁻¹)	75 ± 18
pH	7,0
Tempo de monitoramento (dias)	90
Tempo de retenção hidráulica (horas)	10
Vazão (m ³ ·d ⁻¹)	0,024

3.1.2 Sistema Experimental II – Escala Real

Esta fase da pesquisa foi realizada no Departamento de Engenharia Civil, Ambiental e Mecânica da Universidade de Trento, Itália, como parte do estágio de doutorado sanduíche, durante 12 meses no período de julho de 2013 a junho de 2014. O sistema em escala real, que foi monitorado nesta fase, pertence à estação de tratamento de esgoto sanitário de Levico, Levico Terme, província de Trento. A configuração do sistema é uma variante do processo modificado de lodos ativados, o qual possui um tanque anaeróbio inserido na linha de recirculação do lodo, descrito comercialmente como processo Cannibal[®]. O sistema está em operação desde 2008. O rendimento de projeto do sistema era previsto de 50% de redução, ou seja, uma redução da produção anual de lodo de 740 para 370 toneladas (SIEMENS, 2008).

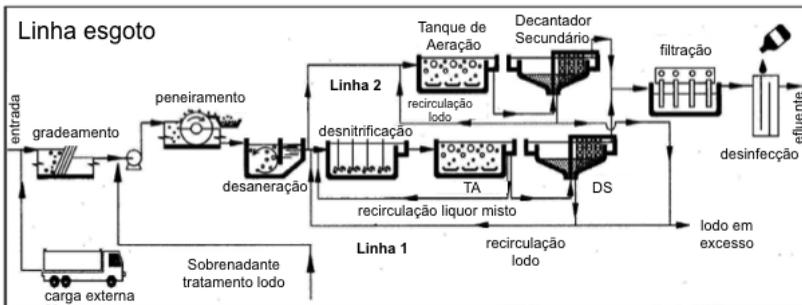
Na Figura 8, apresenta-se uma vista panorâmica da ETE Levico em operação desde 1986, e um esquema das unidades componentes da linha de tratamento do efluente e do lodo. Os dados de projeto da ETE estão apresentados na Tabela 6.

O sistema de tratamento de esgotos do tipo simplificado, ou seja, sem sedimentação primária, está dividido em duas linhas de tratamento (norte e sul), operadas em paralelo, as quais possuem pré-desnitrificação.

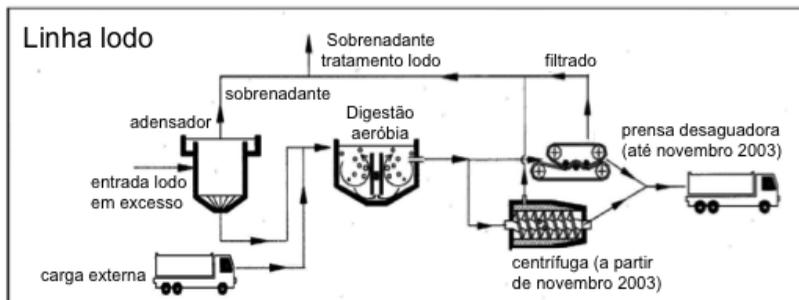
Figura 8 – A) Vista panorâmica da ETE Levico; B) Esquema da linha de tratamento do efluente; C) Esquema da linha de tratamento do lodo.



A



B



C

Tabela 6 – Dados de projeto da ETE Levico.

Parâmetro	Valor
Capacidade	100.000 PE
Contribuição	350 L·PE ⁻¹ ·d ⁻¹
Coefficiente de retorno	0,8
Vazão média diária	28000 m ³ ·d ⁻¹
Vazão média horária	1167 m ³ ·h ⁻¹
Coefficiente de consumo máximo horário	1,5
Início da operação	16/07/1986

Na Tabela 7 estão apresentadas as dimensões dos tanques que compõem a ETE. A linha de tratamento do lodo é composta por um adensador, um digestor aeróbio e uma centrífuga. Em janeiro de 2008 foi instalado e iniciada a operação do sistema Cannibal[®], com o objetivo de reduzir o lodo em excesso produzido na ETE.

Tabela 7 – Dimensão das unidades componentes da ETE Levico.

	Desnitrificação	Oxidação	Sedimentação
<i>Linha Sul</i>			
Nº unidades	1	2	1
Área (m ²)	250	375 + 375	1319
Volume (m ³)	1000	1500 + 1500	2638
<i>Linha Norte</i>			
Nº unidades	1	1	2
Área (m ²)	250	500	762 + 310
Volume (m ³)	1000	2000	1500 + 625
Área total (m ²)	500	1250	2391
Volume total (m ³)	2000	5000	4763

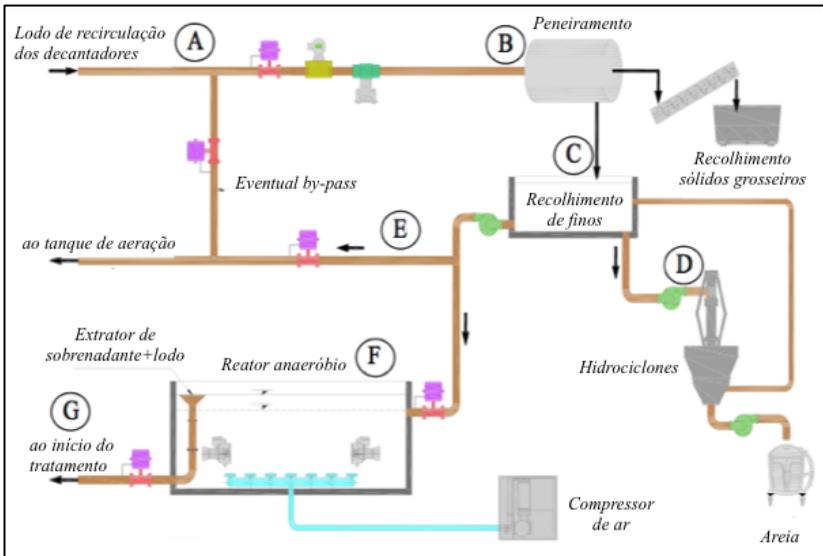
Após aproximadamente 15 meses de operação do sistema, foi verificada a não ocorrência da eficiência proposta pelo projeto. Sendo assim,

sucessivamente em maio de 2009 foi realizada uma nova modificação na ETE, com a instalação e operação de mais um reator anaeróbio, aumentando-se assim o volume de lodo mantido em condição anaeróbia, com o objetivo de melhorar o rendimento do sistema Cannibal[®], que apresentava-se até o momento inferior àquele proposto durante a fase de projeto (50% de redução).

No período entre março de 2013 a outubro de 2013, o sistema Cannibal[®] foi interrompido: os tanques foram esvaziados completamente para manutenção. Portanto, durante estes oito meses, a ETE operou na sua configuração original de lodo ativado convencional. A partir de novembro de 2013, o sistema Cannibal[®] voltou a ser operado, sendo então monitorado a partir de outubro de 2013 e nos meses sucessivos.

O esquema de funcionamento do sistema Cannibal[®] pode ser observado na Figura 9, conforme notação:

Figura 9 – Esquema de funcionamento do sistema Cannibal[®].



A: extração contínua de uma alíquota de lodo de recirculação na saída dos decantadores;

B: envio de uma parte do lodo (cerca de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) ao peneiramento com diâmetro médio de $250 \mu\text{m}$, cuja função é a separação do material inerte grosseiro. Os sólidos grosseiros são enviados juntamente com o lodo em excesso à destinação final.

C: material de menor diâmetro é recolhido em um tanque com capacidade de 10 m^3 ;

D: na configuração original uma pequena quantidade de material presente no tanque indicado no item C era tratada em hidrociclones, com o objetivo de separar a areia fina e inerte presente no lodo. Este processo no entanto foi extinto devido ao fato da quantidade de areia presente e separada do lodo ser quase nula;

E: quase totalidade do fluxo saindo do tanque é bombeada novamente ao início do sistema de lodo ativado. Esta parcela do lodo sofreu apenas a retirada do material grosseiro, sem efetivamente passar pelo tratamento anaeróbio;

F: uma outra alíquota de lodo saindo do tanque é encaminhada ao reator anaeróbio, com volume total de 2293 m^3 . O reator anaeróbio é a peça chave do tratamento; durante o período de retenção no seu interior, o lodo encontra-se permanentemente em condição anaeróbia;

G: através de um extrator de nível variável instalado no reator anaeróbio, a mistura, formada pelo sobrenadante e pelo lodo, é retirada e enviada ao início do sistema de lodo ativado.

O reator anaeróbio é inteiramente coberto, as condições mantidas em seu interior são continuamente monitoradas por sondas *in loco*, sendo as seguintes:

- ✓ Temperatura ambiente;
- ✓ $\text{pH} > 6$ e $\text{ORP} = - 250 \text{ mV}$ – para a manutenção destes valores dentro do tanque anaeróbio, insufladores de ar entram em funcionamento duas vezes por semana durante 30 minutos, promovendo-se, assim, o auto-tamponamento do sistema, e evitando-se a metanogênese;

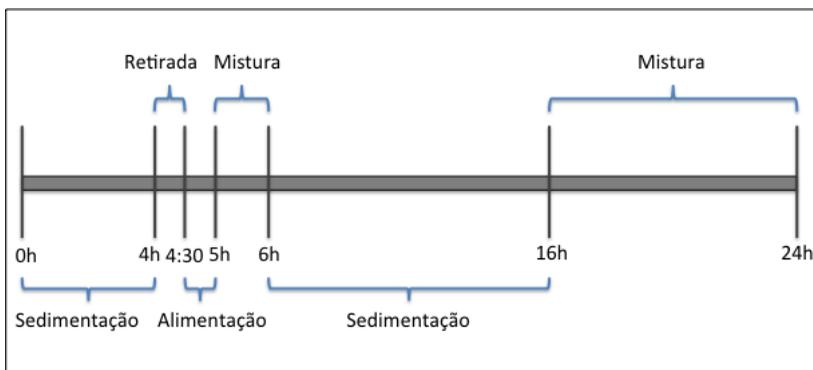
- ✓ A homogeneização do lodo é mantida através de dois misturadores instalados no fundo do tanque.

A homogeneização do lodo não ocorre de maneira contínua: no interior do reator são alternados períodos de mistura e sedimentação do lodo. Durante o projeto do sistema estava previsto um período de sedimentação para separação de fases. No entanto, durante o monitoramento, foi observado que o lodo é bastante concentrado, não havendo uma sedimentação completa.

As fases de funcionamento dentro do reator anaeróbico são programadas automaticamente e ocorrem ciclicamente todos os dias, com exceção da aeração que ocorre duas vezes por semana. Na Figura 10 apresenta-se um esquema das fases do sistema, citadas acima.

Considerando-se 24 horas de funcionamento, tem-se 9 horas de misturadores ativos e 14 horas de sedimentação, sendo que a hora restante é dividida entre o tempo de retirada do volume fixo de lodo através do sistema de nível variável, e alimentação do reator com lodo proveniente da recirculação (30 minutos cada). A vazão de lodo retirada é idêntica àquela de alimentação, e igual a $318 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Com esta vazão, tem-se dentro do tanque anaeróbico um tempo de retenção do lodo de aproximadamente 7 dias.

Figura 10 – Esquema das fases de funcionamento do sistema Cannibal®.



A retirada e a alimentação são programadas automaticamente para ocorrerem todos os dias, mas podem ser adiadas ou anuladas caso a vazão

afluente da ETE ocorra em quantidade superior, de forma a não permitir aos tanques de aeração acomodarem o volume de lodo proveniente do reator anaeróbio.

Operação do sistema

O monitoramento do sistema foi dividido em três etapas. Na primeira etapa, foi avaliado o desempenho do sistema de tratamento e verificada a eficiência de redução da produção de lodo através da análise dos dados históricos da ETE Levico. Na segunda etapa, foi realizado o monitoramento intensivo do sistema após sua repartida como lodo ativado modificado, verificando o desempenho e as influências do sistema na redução da produção de lodo. Na terceira etapa, foi realizado um teste em batelada, avaliando-se a composição e a transformação da biomassa do sistema, a fim de identificar e melhor elucidar os mecanismos que possivelmente possibilitaram a redução da produção de lodo no sistema Cannibal[®].

➤ *Primeira Etapa*

A primeira etapa foi realizada durante os meses de agosto a outubro de 2013. Neste período, foram elaborados e interpretados alguns parâmetros da série temporal de dados da ETE Levico. Estes dados foram coletados e medidos pela *Agenzia per la Depurazione della Provincia Autonoma di Trento* (ADEP). O objetivo desta etapa era quantificar com precisão a influência do sistema CannibalTM na produção de lodo em excesso, e eventualmente sobre outros parâmetros de operação do sistema de tratamento.

A análise dos dados foi realizada durante o período amostral de janeiro de 2005 a outubro de 2013. A maior parte dos parâmetros foram medidos semanalmente. Portanto, dado o grande período amostral, a eventual presença de dias anormais não traria influência aos resultados.

Como já dito anteriormente, o sistema Cannibal[®] entrou em operação em janeiro de 2008. Depois, foi modificado em maio de 2009 com a inserção de um segundo reator anaeróbio, e então suspenso seu funcionamento para manutenção (com o esvaziamento dos tanques anaeróbios) em março

de 2013. Nesse sentido, obteve-se um espaço amostral que compreendeu todas as diferentes configurações de operação da ETE, que puderam então ser colocadas em confronto para avaliação do sistema, conforme divisão apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 – Configurações de operação da ETE Levico durante o período de janeiro 2005 a outubro de 2013.

Configuração	Sigla	Início	Fim
Lodo ativado convencional	LAC ₁	Jan 2005	Dez 2007
Cannibal [®] - 1tanque anaeróbio	CA ₁	Jan 2008	Abr 2009
Cannibal [®] - 2 tanques anaeróbios	CA ₂	Mai 2009	Mar 2013
Lodo ativado convencional	LAC ₂	Abr 2013	Out 2013

➤ *Segunda Etapa*

A segunda etapa foi realizada durante os meses de outubro de 2013 a junho de 2014. O objetivo desta etapa era realizar um monitoramento intensivo do sistema Cannibal[®], a fim de avaliar o seu rendimento neste período, através de um detalhado balanço de massa, de análises de respirometria, além das análises físico-químicas recorrentes na avaliação de sistemas de lodos ativados.

Conforme apresentado na Tabela 9, neste período, foram realizadas coletas quinzenais nos seguintes pontos amostrais: lodo ativado (tanque de aeração – linha norte) e lodo Cannibal[®] (lodo tratado anaerobicamente).

Tabela 9 – Configurações de operação da ETE Levico durante o período de outubro de 2013 a junho de 2014.

Configuração	Sigla	Início	Fim
Lodo ativado convencional	LAC ₂	Out 2013	Out 2013
Cannibal [®] - 1tanque anaeróbio	CA _{1*}	Nov 2013	Jun 2014

No primeiro mês monitorado (outubro 2013), a ETE Levico estava operando como lodo ativado convencional (apenas um único ponto amostral – tanque de aeração). As coletas realizadas neste período e os

dados obtidos serviram como fase controle para comparação com os meses seguintes, quando o sistema reiniciou a operação como lodo ativado modificado na sua configuração com apenas um reator anaeróbio,

O objetivo era verificar possíveis interferências na composição e atividade da biomassa devido ao sistema Cannibal[®], que justificassem a redução da produção de lodo.

➤ *Terceira Etapa*

A terceira etapa foi realizada durante o mês de janeiro de 2014. Neste período, durante 16 dias, foram realizados testes em batelada com três reatores, contendo amostras de três diferentes pontos da ETE Levico: lodo ativado do tanque de aeração, lodo afluyente ao tratamento anaeróbio (lodo de recirculação) e lodo tratado anaerobicamente (lodo Cannibal[®]). O objetivo do teste era identificar e melhor elucidar os mecanismos de redução de lodo que possivelmente ocorreram no sistema Cannibal[®], por meio da avaliação das modificações ocorridas diariamente no lodo durante a transição entre as condições anaeróbias e aeróbias.

A Tabela 10 apresenta as condições de cada reator durante o período de monitoramento.

Tabela 10 – Condições operacionais do teste em cada reator.

	LAC-aeróbio		RE-anaeróbio-aeróbio		CA-anaeróbio-aeróbio	
Amostra	Lodo ativado		Lodo de recirculação		Lodo Cannibal [®]	
Condições de operação (duração)	Aeróbia (12 d)		Anaeróbio (12 d)	Aeróbio (4 d)	Anaeróbio (12 d)	Aeróbio (4 d)
SST no início do teste	3,8 g·L ⁻¹		8,1 g·L ⁻¹		9,8 g·L ⁻¹	

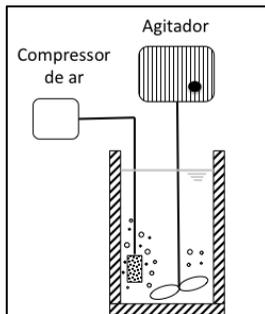
Um dos reatores contendo lodo ativado proveniente do tanque de aeração foi operado como sistema controle em condição aeróbia durante 12 dias. Os outros dois reatores foram mantidos durante 12 dias em anaerobiose, objetivando simular o processo Cannibal[®], e então passados à condição

aeróbia por 4 dias, simulando assim o retorno do lodo (depois de tratado anaerobicamente) ao tanque de aeração.

A principal diferença entre os reatores operados em ciclos alternados reside nas amostras testadas: um com o lodo de recirculação (afluente do sistema Cannibal[®]) e outro com o lodo Cannibal[®] (lodo tratado anaerobicamente).

Os reatores utilizados nesse experimento apresentavam capacidade de 25 litros cada (Figura 11) e estavam dotados de sistema de mistura para homogeneização das amostras. Todos os reatores foram operados sem alimentação e com temperatura próxima a 20°C. Água da torneira foi adicionada durante o período de monitoramento para substituir a água perdida pela evaporação. A aeração do reator controle e durante a fase aerada dos demais reatores foi realizada através de bomba de aquário (marca Boyu SC7500) utilizando-se pedras porosas para obter microbolhas, mantendo-se assim, a concentração de oxigênio dissolvido acima de 4 mg·L⁻¹.

Figura 11 – Esquema do reator utilizado no experimento.



A amostragem do experimento apresentou frequência de 1 ou 2 dias. O monitoramento foi realizado através de análises de citometria, além das análises físico-químicas recorrentes na avaliação de sistemas de lodos ativados e necessárias para completa interpretação dos dados.

3.2. MONITORAMENTO DOS SISTEMAS EXPERIMENTAIS

3.2.1 Sistema Experimental I – Escala de bancada

Análises físico-químicas

A fim de monitorar o desempenho dos reatores biológicos, foram coletadas, duas vezes por semana, amostras do afluente bruto (entrada do sistema), licor misto (tanque de aeração) e efluente tratado (saída do sistema). As amostras coletadas eram armazenadas em frascos apropriados e em seguida encaminhadas ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, para a realização das análises físico-químicas.

Estas análises foram realizadas seguindo as metodologias recomendadas pelo Standard Methods (APHA, 2005). Os métodos e frequência das análises estão listados na Tabela 11.

Tabela 11 – Métodos e frequência das análises no Sistema Experimental I.

Análises	Métodos	Frequência
Oxigênio dissolvido, pH, temperatura, potencial Redox (ORP).	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)	2x ao dia
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N.	2x por semana
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺ -N)	Método colorimétrico de Nessler	2x por semana
Nitrito (NO ₂ ⁻ -N), Nitrito (NO ₃ ⁻ -N) e Fosfato (PO ₄ ⁻ -P)	Cromatografia Iônica DIONEX DX 120	2x por semana
Demanda Química de Oxigênio (DQO _{total})	Método colorimétrico de refluxo fechado. Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.	2x por semana

Tabela 11 – Métodos e frequência das análises no Sistema Experimental I (continuação).

Análises	Métodos	Frequência
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Manométrico com digestão de 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BOD-TRACK.	2x por semana
Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	Método gravimétrico em membrana de fibra de vidro (0,45µm)	2x por semana
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Índice de Mohlman	2x por semana
Testes toxicológicos	Toxicidade aguda com <i>Daphnia Magna</i> (ABNT, 2003)	Final de cada etapa operacional

Análises microbiológicas

As amostras dos reatores biológicos foram examinadas via microscopia óptica (microscópio óptico Olympus BX-40), para análise qualitativa da microfauna presente. O acompanhamento da diversidade e da morfologia da biomassa presente nos reatores era realizado semanalmente, sendo feita a identificação da microfauna distribuída em classes: ciliados livres, ciliados fixos, rizópodes, flagelados, rotíferos, tardigrados, anelídeos e nematóides. Os organismos de ocorrência mais comum e de identificação mais simples eram identificados no nível de gênero. Para identificação dos organismos componentes da biomassa foram utilizadas as seguintes literaturas: “Microbiologia de Lodos Ativados” (VAZOLLER, 1989) e “Caracterização da microfauna em ETE do tipo lodos ativados” (BENTO et al. 2005).

As análises microscópicas eram efetuadas imediatamente após a coleta, uma vez que a análise deve ser realizada “in vivo”, para evitar alterações na composição da biomassa, não sendo utilizados conservantes químicos. Quando não era possível a análise imediata das amostras, estas eram mantidas sob-refrigeração a 4°C, não ultrapassando um período de 8 horas.

Além da identificação dos microrganismos presentes nos reatores, as análises microbiológicas tinham como objetivos: acompanhar a interferência das alternativas de minimização sobre a dinâmica e o crescimento da microbiota, e a diversidade destes organismos nos sistemas experimentais; e verificar a possível ocorrência de determinado grupo ou gênero predominante sobre os demais componentes da biomassa presente no lodo.

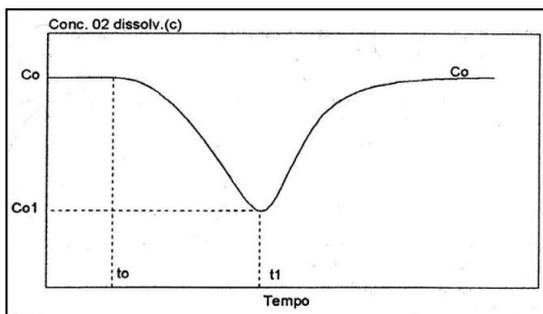
Análises toxicológicas

A fim de verificar a possibilidade de toxicidade do efluente após a aplicação das alternativas de minimização, as análises toxicológicas foram aplicadas de acordo com a NBR 12.713/2003 (ABNT, 2003). Os testes de toxicidade aguda foram conduzidos com o microcrustáceo *Daphnia magna*. Os resultados são normalmente expressos como concentração efetiva (CE_{50}), que corresponde a concentração da amostra que causa efeito agudo (imobilidade/morte) em 50% do organismos expostos a solução teste por 48 horas. O grau de toxicidade das amostras de lodo foi estabelecido de acordo com Marsalek et al. (1999): não tóxico $CE_{50} > 100$; potencialmente tóxico $100 > CE_{50} > 40$; tóxico $40 > CE_{50} > 10$; muito tóxico $CE_{50} < 9$.

Respirometria – procedimento *on-line*

O método respirométrico consiste basicamente em utilizar uma sonda para determinar a concentração de oxigênio dissolvido. Desta forma, em um dado instante do processo aeróbio (t_0), a aeração é interrompida, de forma a anular a transferência de oxigênio. Com isso, a concentração de OD (C_0) tende a diminuir, em virtude do consumo de oxigênio pelos microrganismos, até atingir certo valor (C_{01}), onde se retoma a aeração (SCHMIDELL, 2001). Dessa forma, determina-se a taxa de consumo de oxigênio (TCO) mediante a observação da variação da concentração de OD em função do tempo, cujo diagrama normalmente se aproxima de uma reta, conforme ilustrado na Figura 12.

Figura 12 – Variação da concentração de oxigênio dissolvido com o tempo, durante a execução do método respirométrico.



Fonte: Adaptado de Schmidell (2001).

Ensaio de Determinação da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) e da Taxa Específica de Consumo de Oxigênio (TCO_E).

Estes ensaios eram realizados semanalmente dentro do tanque de aeração dos sistemas experimentais (Procedimento On-line), seguindo a metodologia descrita por Schmidell (2001) e Ochoa et al. (2002).

O objetivo deste ensaio era caracterizar a atividade da biomassa presente no reator, avaliar a biodegradabilidade do lodo antes e após os processos de minimização do lodo, a partir da determinação da taxa de consumo de oxigênio (TCO) e da taxa específica de consumo de oxigênio (TCO_E).

A TCO_E era obtida a partir da equação 1.

$$TCO_E = \frac{TCO}{X} \quad (1)$$

Onde:

TCO_E = taxa de consumo de oxigênio específica (mg O₂·g⁻¹·h⁻¹);

X = concentração celular (g·L⁻¹);

TCO = taxa de consumo de oxigênio (mg O₂·L⁻¹·h⁻¹).

3.2.2 Sistema Experimental II – Escala Real

Análises físico-químicas

A fim de monitorar o desempenho do sistema Cannibal[®] operado na ETE Levico, foram coletadas, quinzenalmente, amostras dos seguintes pontos amostrais: lodo ativado (tanque de aeração – linha norte), lodo de recirculação (afluente do sistema Cannibal[®]) e lodo Cannibal[®] (lodo tratado anaerobicamente). As amostras coletadas eram armazenadas em frascos apropriados e em seguida encaminhadas ao *Laboratorio di Ingegneria Sanitaria e Ambientale* (LISA) do Departamento de Engenharia Civil, Ambiental e Mecânica da Universidade de Trento, para a realização das análises físico-químicas.

Estas análises eram realizadas seguindo as metodologias recomendadas pelo Standard Methods (APHA, 2005). Os métodos e frequência das análises estão listados na Tabela 12.

Tabela 12 – Método e frequência das análises no Sistema Experimental II.

Análises	Métodos	Frequência
Demanda Química de Oxigênio (DQO _{total})	Método colorimétrico de refluxo fechado. Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.	quinzenal
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺ -N)	Destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N	quinzenal
Fósforo total (PT)	Método colorimétrico molybdovanadato. Leitura em Espectrofotômetro de UV/VIS 430 nm	quinzenal
Ortofosfato (PO ₄)	Cromatografia iônica, aparelho DIONEX [®] , modelo DX 120	quinzenal
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Método gravimétrico em membrana de acetato (0,45µm)	quinzenal

Balanço de massa

Com o objetivo de quantificar a produção específica de lodo (Y_{obs}) no sistema Cannibal[®], foi realizado um balanço de massa no período amostral entre 30 de outubro de 2013 (início da operação do sistema Cannibal[®]) a 30 junho de 2014 (7 meses de operação do sistema Cannibal[®]), com base na análise de sólidos, levando-se em consideração:

- Massa de sólidos no lodo em excesso descartada diariamente;
- Massa de sólidos acumulada dentro do sistema;
- Massa de sólidos perdidas no efluente tratado.

O cálculo do balanço de massa está representado na equação 2, tendo como limite para sua quantificação as unidades e contribuições apresentadas na Tabela 13.

$$X_{total} = \Delta X_{unidades} + X_{des} + X_{pen} + X_{efl} \text{ [ton SST]} \quad (2)$$

A massa de sólidos dentro do sistema era dada pela diferença entre as massas verificadas dentro das unidades da ETE Leviso no período entre 30/10/13 e 30/06/14, conforme equação 3:

$$\Delta X_{unidades} = X_{30/06/14} - X_{30/10/13} \text{ [ton SST]} \quad (3)$$

A quantificação da massa de sólidos desidratados era determinada conforme a equação 4:

$$X_{des} = [P_{des}] \cdot [\% \text{ de matéria seca}] \quad (4)$$

onde:

P_{des} = massa de lodo em excesso produzida diariamente ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$).

A produção de sólidos peneirados no sistema Cannibal[®] era descrita como:

$$X_{pen} = [P_{pen}] \cdot [\% \text{ de matéria seca}] \quad (5)$$

onde:

P_{pen} = massa de sólidos grosseiros retirados diariamente no sistema Cannibal[®] (kg·d⁻¹).

Tabela 13 – Unidades presentes na ETE Levico e as contribuições de sólidos utilizados para quantificar a produção de lodo do sistema.

Unidade	Sigla
<i>Linha norte</i>	
Tanque digestão aeróbia	N-STAB
Tanque de desnitrificação	N-DN
Tanque de oxidação 2	N-OX 2
<i>Linha sul</i>	
Tanque de desnitrificação	S-DN
Tanque de oxidação 3	S-OX 3
Tanque de oxidação 4A	S-OX 4A
Tanque de oxidação 4B	S-OX 4B
Decantador 1	S1
Decantador 2	S2
Decantador 3	S3
Reator anaeróbio – Cannibal [®]	CA
Contribuições	
Massa de sólidos desidratados	X_{des}
Massa de sólidos peneirados – sistema Cannibal [®]	X_{pen}
Massa sólidos no efluente	X_{efl}
Massa de sólidos dentro do sistema	$\Delta X_{unidades}$

A quantificação de lodo que saía no efluente final era determinada conforme equação 6:

$$X_{efl} = C_{efl} \cdot Q_{efl} \quad (6)$$

onde:

C_{efl} = concentração de SST no efluente ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$);

Q_{efl} = vazão de saída do sistema ($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$).

Para calcular a produção específica de lodo (Y_{obs}) era necessário ainda quantificar a remoção de matéria orgânica (em termos de DQO) do sistema no período avaliado, conforme equação 7:

$$DQO_{rem} = (S_0 - S) \cdot Q_{afl} [\text{ton DQO}] \quad (7)$$

onde:

S_0 , S = concentração de DQO na entrada e na saída do sistema, respectivamente ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

Q_{afl} = vazão afluente do sistema ($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$).

A produção de lodo específica foi determinada então pela equação 8:

$$Y_{obs} = \frac{X_{total}}{DQO_{rem}} [\text{ton/ton}] \quad (8)$$

Respirometria

A respirometria foi realizada com o objetivo de caracterizar a atividade das espécies bacterianas presentes no sistema Cannibal[®], a fim de compreender de que modo a biomassa da ETE Levico reage ao contínuo ciclo alternado entre condições aeróbias e anaeróbias. Confrontaram-se os resultados obtidos dos testes realizados com as amostras de lodo provenientes do tanque de aeração e do sistema Cannibal[®].

As amostras utilizadas e os diferentes tipos de testes realizados estão apresentados na Tabela 14.

O aparato utilizado e toda a sequência metodológica para a realização e a interpretação dos testes estão apresentados no Apêndice A1, conforme metodologia empregada por Andreottola et al. (2002).

Tabela 14 – Testes respirométricos realizados.

Lodo	Testes efetuados	Volume
Lodo ativado – tanque de aeração	Atividade heterótrofa	1,4 L
	Atividade nitrificante	1,4 L
Lodo Cannibal [®]	Atividade heterótrofa	1,4 L
	Atividade nitrificante	1,4 L

Citometria

As análises de citometria em fluxo (FCM) foram realizadas com o objetivo de se obter uma visão mais precisa da população bacteriana e sua dinâmica ao longo dos ciclos alternados entre condições aeróbias e anaeróbias da ETE Levico. A citometria permite obter uma quantificação rápida e precisa de bactérias em amostras ambientais (TRACY et al., 2010). Associada à coloração fluorescente molecular, permite investigar várias funções celulares.

A fim de contribuir para um melhor entendimento dos mecanismos de redução de lodo que possivelmente ocorrem no sistema Cannibal[®], foram investigadas a viabilidade, a atividade, a morte e a lise celular das bactérias expostas à transição entre condições aeróbias e anaeróbias.

A viabilidade das bactérias foi avaliada pela integridade da membrana, característica que demonstra a proteção dos constituintes celulares, podendo-se classificar as células como intactas ou viáveis. As células sem um membrana intacta são consideradas permeabilizadas e classificadas como células mortas (NEBE von CARON et al., 2000). As células viáveis e as células mortas podem ser identificadas simultaneamente aplicando-se os corantes SYBR-Green (SYBR-I – pode entrar e colorir todas as células) e iodeto de propídio (PI – pode entrar e colorir apenas as células danificadas ou rompidas) (ZIGLIO et al., 2002).

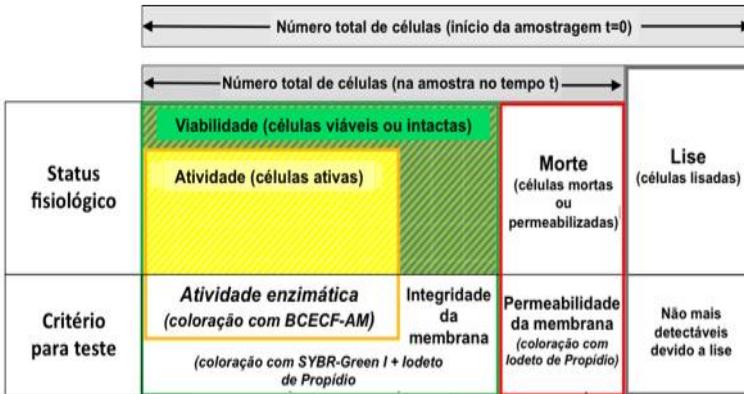
Como as estruturas das células mortas estão livres no ambiente, estas poderão eventualmente sofrer lise celular e a decomposição de seus constituintes (NEBE von CARON et al., 2000). As células lisadas não podem ser identificadas pela FCM, porque seus componentes são

liberados no meio líquido. No entanto, elas podem ser quantificadas pela diferença no número total de células em dois diferentes tempos (Figura 13).

A atividade celular é uma condição mais restritiva do que a integridade da membrana (Figura 13), pois requer que as células apresentem-se intactas e capazes de demonstrar uma das seguintes funções: biossíntese, potencial de membrana ou atividade enzimática. Dentre estas funções, a atividade enzimática das células bacterianas pode ser identificada através do corante BCECF-AM (ZIGLIO et al., 2002).

O equipamento utilizado e toda a sequência metodológica para a realização das análises de citometria estão apresentados no Apêndice A2, conforme metodologia empregada por Foladori et al. (2010a).

Figura 13 – Status fisiológico das células bacterianas e critérios para identificação. Células lisadas são quantificadas pela diferença no número total de células em dois diferentes tempo (0,t).



Fonte: Adaptado de Foladori et al. (2015).

3.3. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os dados obtidos, durante as diferentes etapas do experimento, foram tratados estatisticamente utilizando estatística descritiva, com tabelas contendo médias e desvio padrão; e análise de variância (ANOVA) para verificar o desempenho dos reatores no tratamento do efluente e a

capacidade de redução na produção de lodo das alternativas de minimização.

3.3.1 Estatística descritiva

A estatística descritiva dos dados foi realizada por meio da planilha eletrônica EXCEL[®] 2003 e do software STATISTICA[®] 7.0 (STATSOFT, 2003). Os dados foram submetidos à estatística descritiva para obtenção dos valores de tendência central (média aritmética) e desvio-padrão.

3.3.2 Análise de variância (ANOVA)

A fim de verificar a possibilidade de influência das alternativas de minimização no desempenho do tratamento do efluente e a capacidade destas em reduzirem efetivamente a produção de lodo, foi realizada a análise de variância (ANOVA) com o software STATISTICA[®] 7.0. O ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses: H_0 : as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos; H_1 : as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos. Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 . Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 ; Se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 (OGLIARI e PACHECO, 2004).

No presente estudo, o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja, $\alpha=0,05$, para a verificação de diferenças significativas entre o desempenho dos sistemas experimentais no tratamento do efluente (variáveis físico-químicas) e entre as alternativas de minimização com relação à capacidade de redução na produção de lodo (coeficiente de produção celular). Caso haja diferenças significativas entre os tratamentos pode-se proceder ao teste de comparações múltiplas de médias. O teste de Tukey foi utilizado para comparar os valores médios destas variáveis.

3.4 CÁLCULOS

3.4.1 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O IVL foi determinado utilizando-se a equação 9.

$$IVL = \frac{S_{sed}}{SST} \quad (9)$$

Onde:

IVL = Índice Volumétrico de Lodo ($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$);

S_{sed} = Sólidos sedimentáveis ($\text{mL} \cdot \text{L}^{-1}$) após 30 minutos de sedimentação em proveta graduada de 1000 mL;

SST = Sólidos Suspensos Totais do tanque de aeração ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$).

A interpretação dos resultados de IVL foi feita de acordo com as faixas de sedimentabilidade sugeridas por Metcalf e Eddy (2003), como mostrado na Tabela 15.

Tabela 15 – Classificação da sedimentabilidade de acordo com o IVL.

IVL ($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$)	Sedimentabilidade
0 a 100	Ótima
100 a 150	Boa
> 150	Baixa

3.4.2 Coeficiente de Produção Celular Específico (Y_{obs}) no Sistema Experimental I

O coeficiente de produção celular (Y_{obs}), razão entre a quantidade de lodo formado e a quantidade de substrato removido, foi calculado a cada procedimento de minimização (duas vezes por semana). O cálculo era feito utilizando-se a equação 10.

$$Y_{obs} = \frac{\Delta SSV}{DBO_{rem}} \quad (10)$$

Onde:

Y_{obs} = coeficiente de produção celular ($\text{kg SSV} \cdot \text{kg DBO}_{rem}^{-1}$);

ΔSSV = diferença da concentração de sólidos suspensos voláteis antes e depois da aplicação do procedimento de minimização ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

DBO_{rem} = concentração de DBO removida pelo procedimento de minimização ($mg \cdot L^{-1}$).

3.4.3 Coeficiente de Produção Celular Específico (Y_{obs}) no Sistema Experimental II

O coeficiente de produção celular durante a primeira etapa (análise dos dados históricos da ETE Levico) foi determinado através da regressão linear aplicada à massa de sólidos (SST) produzida pela massa de matéria orgânica removida (CHON et al., 2011b; COMA et al., 2013).

A massa de SST produzida diariamente, expressa em $kg \text{ SST} \cdot d^{-1}$, foi calculada conforme equação 11, incluindo todas as variações de SST na ETE.

$$\Delta SST_{produzido} = Q_{des} \cdot X_{des} + Q_{efl} \cdot X_{efl} + \sum_{i=1}^4 V_i \cdot \Delta X_i + V_{CA,1} \cdot \Delta X_{CA,1} + V_{CA,2} \cdot \Delta X_{CA,2} \quad (11)$$

Onde:

$\Delta X_i, \Delta X_{CA,1}$ e $\Delta X_{CA,2}$ = variação de sólidos nos tanques de oxidação e nos tanques anaeróbios durante a semana anterior e calculado como variação média diária ($kg \text{ SST} \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$).

X_{des}, X_{efl} = concentração de SST no lodo descartado diariamente e no efluente ($kg \cdot m^{-3}$).

Q_{des}, Q_{efl} = vazão de descarte e vazão efluente ($m^3 \cdot d^{-1}$).

A massa de DQO removida diariamente, expressa em $kg \text{ DQO} \cdot d^{-1}$, foi calculada uma vez por semana, conforme equação 12.

$$\Delta DQO_{removida} = Q_{afl} \cdot (DQO_{afl} - DQO_{efl}) \quad (12)$$

Onde:

Q_{afl} = vazão afluyente considerada igual a Q_{efl} ($m^3 \cdot d^{-1}$).

DQO_{afl}, DQO_{efl} = concentração de DQO no afluyente e no efluente ($kg \cdot m^{-3}$).

O valor médio de Y_{obs} para cada fase foi calculado a partir do coeficiente angular da reta obtida pela regressão linear entre os dados de lodo produzido acumulado pelo substrato removido acumulado (equação 13).

$$Y_{obs} = \frac{SST_{produzido}}{DQO_{removida}} \quad (13)$$

3.4.4 Idade do Lodo no Sistema Experimental I (θ_c)

O método utilizado para o cálculo da idade do lodo (θ_c), apresentado na equação 14, foi adotado de Chon et al. (2011), no qual determina-se a razão entre a massa total de sólidos dentro do sistema e a carga de sólidos que sai do sistema.

$$\theta_c = \frac{X_{AS} \times V_{AS} + X_{Ri} \times V_{Ri}}{X_{efl} \times Q_{efl} + X_{AM} \times \frac{V_{AM}}{t}} \quad (14)$$

Onde:

θ_c = idade do lodo (dias);

X_{AS} , X_{Ri} , X_{efl} e X_{AM} = concentração de SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) no tanque de aeração, no lodo sedimentado, no efluente e na amostragem para análise, respectivamente;

V_{AS} , V_{Ri} e V_{AM} = volume do tanque de aeração, de lodo sedimentado e de amostragem, respectivamente (L);

Q_{efl} = vazão de saída do reator ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$);

t = tempo decorrido entre as amostragens (dias).

3.4.5 Idade do lodo no Sistema Experimental II (θ_c)

A idade do lodo no Sistema Experimental II foi calculada como a relação entre a massa de sólidos totais nos reatores que compõem o sistema de tratamento e a massa de sólidos descartada diariamente do sistema, levando-se em consideração os sólidos que saem no efluente e no lodo em excesso. O cálculo da idade do lodo deve considerar inclusive o reator anaeróbio (CHON et al., 2011; COMA et al., 2013), e está expresso na equação 15.

$$\theta c = \frac{\text{massa de SST nos reatores}}{\text{massa SST descartada diariamente}} = \frac{\sum_{i=1}^4 V_i \cdot X_i + V_{ca,1} \cdot X_{ca,1} + V_{ca,2} \cdot X_{ca,2}}{Q_{des} \cdot X_{des} + Q_{efl} \cdot X_{efl}} \quad (15)$$

onde:

V_i e X_i = volume (m^3) e concentração de SST ($mg \cdot L^{-1}$) de cada lodo ativado, sabendo-se que a ETE é composta por quatro tanques de aeração e dois tanques de pré-desnitrificação.

$V_{ca,1}$, $V_{ca,2}$, $X_{ca,1}$ e $X_{ca,2}$ = volumes (m^3) e concentrações de SST ($mg \cdot L^{-1}$) nos reatores anaeróbios. Dependendo da fase considerada, um ou dois reatores anaeróbios estavam em operação.

Q_{des} e Q_{efl} = vazão de lodo descartado e vazão efluente ($m^3 \cdot d^{-1}$).

X_{des} e X_{efl} = concentração de SST no lodo descartado e no efluente ($mg \cdot L^{-1}$).

3.4.6 Eficiência de remoção (E)

As eficiências de remoção foram calculadas utilizando-se a equação 16.

$$E = \left(\frac{C_A - C_E}{C_A} \right) \times 100 \quad (16)$$

Onde:

E = Eficiência de remoção (%);

C_A = Concentração do afluente ($mg \cdot L^{-1}$);

C_E = Concentração do efluente ($mg \cdot L^{-1}$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. SISTEMA EXPERIMENTAL I¹

4.1.1 Comportamento das variáveis medidas *in loco* e vazão dos reatores

Na Tabela 16 têm-se os resultados das variáveis medidas *in loco* e a vazão média obtida para os reatores em bancada no Sistema Experimental I, durante as duas etapas de monitoramento.

Tabela 16 – Resultados médios obtidos para OD, pH, temperatura e vazão média nos reatores em bancada do Sistema Experimental I.

Amostra	OD mg·L ⁻¹	pH	Temperatura °C	Vazão L·d ⁻¹
RC	6,1±2,3	7,2±0,6	18,1±1,9	1,23±0,33
RAN _{16h}	6,4±2,2	6,9±0,9	18,1±1,9	1,19±0,31
RCL	5,5±2,4	7,0±0,8	18,1±1,9	1,25±0,39
RUS	5,8±2,4	6,5±0,7	18,3±1,9	1,14±0,31
RC	6,8±1,3	6,2±0,7	23,5±3,6	0,90±0,12
RAN _{10h}	6,9±1,3	6,3±0,8	23,4±3,6	0,90±0,13
RTCS	7,1±1,2	6,6±0,9	23,4±3,7	0,88±0,13
RAF	7,1±1,2	6,4±0,8	23,5±3,7	0,88±0,12

RC= controle; RAN_{16h}= processo OSA com 16h de anaerobiose; RCL=cloração;

RUS= ultrassom; RAN_{10h}= processo OSA com 10h de anaerobiose; RTCS= aplicação do reagente desacoplador tetraclorosalicilanato; RAF= aplicação de ácido fólico. n≤180 (número de amostras)

¹ Os resultados apresentados neste subitem fazem parte do primeiro artigo elaborado neste estudo, que avalia os resultados referentes ao desempenho do Sistema Experimental I (escala de bancada), intitulado “REDUCTION OF EXCESS SLUDGE PRODUCTION IN AN ACTIVATED SLUDGE SYSTEM BASED ON LYSIS-CRYPTIC GROWTH, UNCOUPLING METABOLISM AND FOLIC ACID ADDITION”, aceito para publicação na revista científica “Brazilian Journal of Chemical Engineering”.

As concentrações de oxigênio dissolvido dentro dos reatores apresentaram-se bastante elevadas, com valores acima de $5,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, devido à dificuldade de manutenção na vazão de ar fornecida, uma vez que as bombas de aquário utilizadas para aeração possuíam apenas duas velocidades de controle.

Os valores médios de pH (6-7,5) verificados nas duas etapas de monitoramento estão dentro do intervalo pretendido para sistemas de oxidação da matéria orgânica do tipo lodo ativado (METCALF e EDDY, 2003).

As temperaturas médias situaram-se entre 18°C na primeira etapa e 23°C na segunda etapa. Considerando que a oxidação do material orgânico se processa a uma temperatura ótima entre 25°C a 35°C (METCALF e EDDY, 2003; ORHON, 2015), um melhor desempenho dos reatores era esperado na segunda etapa.

O controle da vazão média afluyente nos reatores era realizado duas vezes ao dia. Na primeira etapa foram verificados valores superiores a vazão pretendida de $1\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$. Já na segunda etapa, os valores estiveram abaixo da vazão esperada, possivelmente devido a maior concentração de SST verificada no afluyente neste período, que causava uma diminuição na vazão ao longo do dia.

4.1.2 Desempenho dos reatores no tratamento do efluente

Nas Tabelas 17 e 18 visualizam-se os resultados das concentrações do afluyente e do efluente para as variáveis de controle do desempenho do tratamento durante as duas etapas de operação dos reatores em bancada do Sistema Experimental I. Também são mostradas as eficiências de remoção encontradas para estas variáveis. O teste de Tukey foi utilizado para verificar diferenças estatísticas entre os valores médios de concentração e de eficiência das variáveis.

A eficiência do tratamento, em geral, não foi prejudicada pelas técnicas de minimização da produção de lodo. As remoções de matéria carbonácea obtidas foram bastante satisfatórias para todos os métodos testados, considerando-se as legislações federal e estadual para lançamento de

efluentes, com valores consistentes ao sistema controle ou até mesmo apresentando um melhor desempenho.

Tabela 17 – Características do afluente e do efluente para as variáveis DQO e DBO durante o período de operação dos reatores.

Amostra	DQO mg·L⁻¹	Eficiência (%)	DBO mg·L⁻¹	Eficiência (%)
Afluente (EB)	393 ± 104	-	252 ± 82	-
Efluente RC	72 ± 56 (a)	82 (a)	30 ± 19 (a)	88 (a)
Efluente RAN _{16h}	51 ± 33 (b)	87 (a)	14 ± 10 (a)	94 (b)
Efluente RCL	92 ± 20 (a)	77 (a)	59 ± 31 (b)	77 (a)
Efluente RUS	51 ± 22 (b)	87 (a)	18 ± 15 (a)	93 (b)
Afluente (EB)	491 ± 146	-	325 ± 136	-
Efluente RC	80 ± 29 (a)	84 (a)	18 ± 13 (a)	93 (a)
Efluente RAN _{10h}	78 ± 34 (a)	84 (a)	25 ± 9 (a)	91 (a)
Efluente RTCS	62 ± 29 (a)	87 (a)	13 ± 11 (b)	96 (a)
Efluente RAF	78 ± 46 (a)	84 (a)	11 ± 7 (b)	95 (a)

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey. EB = esgoto bruto; n=20 (número de amostras)

Apesar das várias configurações operacionais realizadas durante o experimento, as concentrações médias de DQO e DBO encontradas no efluente dos reatores mantiveram-se abaixo de 100 mg·L⁻¹ e 60 mg·L⁻¹, respectivamente, com exceção do reator onde foi aplicada a cloração como alternativa de minimização (RCL). Os outros reatores apresentaram, inclusive, resultados inferiores aos limites de lançamento de efluentes em corpos hídricos, impostos pela legislação federal (DBO= 120 mg/L ou eficiência maior que 60%; Resolução CONAMA 430/2011) e pela legislação estadual (DBO= 60 mg/L ou eficiência maior que 80%; Lei Estadual 14.650/2009).

As eficiências de remoção médias de DQO e DBO permaneceram acima de 80% mesmo com a possibilidade de uma considerável geração de compostos solúveis nestes sistemas, devido à ocorrência de lise do lodo e ao aumento do tempo de retenção dos sólidos (θ_c), fenômenos típicos para

a maioria das alternativas de minimização aplicadas neste estudo (JARUSUTTHIRAKA e AMY, 2007). É possível considerar que os compostos solúveis liberados durante a aplicação dos processos de redução do lodo foram imediatamente consumidos no sistema juntamente com o afluente quando retornados ao tanque de aeração, uma vez que não foi verificada uma interferência nas eficiências de remoção de DQO e DBO.

A técnica de cloração (RCL) apresentou um baixo desempenho no tratamento do efluente. Os resultados das eficiências de remoção foram comparáveis ao sistema controle. No entanto, a concentração verificada no efluente deste sistema evidencia o declínio na qualidade do tratamento: os valores médios quase superaram os limites de lançamento. Segundo Foladori et al. (2010), elevadas dosagens na cloração podem prejudicar a eficiência do tratamento biológico, especialmente a nitrificação, devido ao efeito de desinfecção desta técnica.

O reator RAN_{16h} apresentou resultados de eficiência ligeiramente superiores ao do sistema controle para as variáveis DQO e DBO, mostrando uma melhora na qualidade do efluente. Estes resultados corroboram com aqueles apresentados por Saby et al. (2003), que evidenciaram que a transição entre os processos anaeróbio e aeróbio pode aumentar a qualidade do efluente final. Após passarem por um período em condições de estresse durante o processo anaeróbio (disponibilidade de substrato e alta concentração da biomassa, porém ausência de receptores de elétrons favoráveis), os microrganismos têm sua capacidade de remoção de substrato aumentada. O sistema RAN_{10h} difere basicamente do primeiro no número de horas em que o lodo foi mantido em condições anaeróbias. Nenhuma interferência na qualidade do efluente foi verificada com a redução no tempo de anaerobiose: os resultados foram estatisticamente iguais aos obtidos no sistema controle.

A desintegração ultrassônica (RUS) mostrou uma melhoria nas eficiências de remoção de matéria carbonácea e nutrientes, e as concentrações verificadas no efluente foram inferiores àquelas observadas no sistema controle. Estas observações foram semelhantes as encontradas por Zhang et al. (2008), que verificaram um aumento na eficiência de remoção de

DQO da ordem de 5-12%, associada a uma elevação da taxa de consumo do oxigênio (TCO), quando tratando o lodo com ultrassom a 25 kHz durante 30s. O incremento nas eficiências de remoção pode ser explicado pelo aumento da área superficial específica dos flocos de lodo e também pela dispersão dos flocos densos provocada pela sonicação, favorecendo assim o contato bactéria-substrato-enzimas, o que resulta em um aumento global da biodegradabilidade do lodo (FOLADORI et al., 2010).

As eficiências de remoção da amônia (Tabela 18) também não foram afetadas pelas alternativas de minimização do lodo: a maioria dos sistemas apresentou eficiências maiores que o sistema controle, com exceção mais uma vez da cloração (RCL).

Tabela 18 – Características do afluente e do efluente para as variáveis NH_4^+ -N e SST durante o período de operação dos reatores.

Amostra	NH_4^+ -N $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Eficiência (%)	SST $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Eficiência (%)
Afluente (EB)	62 ± 17	-	41 ± 27	-
Efluente RC	37 ± 17 (a)	40 (a)	51 ± 37 (a)	-
Efluente $\text{RAN}_{16\text{h}}$	24 ± 15 (a)	61 (b)	38 ± 23 (a)	7 (a)
Efluente RCL	37 ± 20 (a)	40 (a)	39 ± 14 (a)	5 (a)
Efluente RUS	25 ± 17 (a)	60 (b)	38 ± 26 (a)	7 (a)
Afluente (EB)	80 ± 16	-	150 ± 89	-
Efluente RC	27 ± 6 (a)	65 (a)	29 ± 22 (a)	81 (a)
Efluente $\text{RAN}_{10\text{h}}$	28 ± 10 (a)	65 (a)	30 ± 19 (a)	80 (a)
Efluente RTCS	11 ± 9 (b)	85 (b)	28 ± 18 (a)	81 (a)
Efluente RAF	13 ± 7 (b)	83 (b)	29 ± 19 (a)	81 (a)

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey. EB = esgoto bruto; n=20

Os sistema RAF e RTCS mostraram eficiências acima de 80%, e um aumento de 30% nas eficiências de remoção quando comparado ao sistema controle. A adição de ácido fólico acelera as atividades metabólicas, o que pode resultar em um maior consumo do substrato e de

nutrientes, promovendo assim uma eficiência adicional quando comparado ao sistema de lodo ativado convencional. Contudo, diversos estudos investigando a adição de ácido fólico na redução de lodo não identificaram uma interferência significativa na remoção de substrato e nutrientes (DUBÉ et al., 2002; BERTACCHI, 2005).

O uso de reagentes desacopladores como o tetraclorosalicilanato (TCS), provoca o aumento do consumo de nutrientes e de substrato pelos microrganismos para restabelecerem suas reservas de energia (LIU e TAY, 2001). No entanto, Ye e Li (2005) aplicando a adição de TCS e a adição de TCS associada ao processo OSA, demonstraram uma redução na taxa de remoção de nutrientes, e as concentrações no efluente foram maiores do que as verificadas no sistema controle. Já com relação a remoção carbonácea, assim como verificado nesta pesquisa, os autores observaram que a eficiência de remoção não foi afetada, sendo que o sistema pode até mesmo estimular um aumento na taxa de consumo do substrato (YE e LI, 2005; LOW e CHASE, 1998).

As concentrações de SST no efluente estiveram na mesma faixa de intervalo ($30\text{-}50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para todos os sistemas em ambas as etapas do experimento. No entanto, na etapa 2, as concentrações do afluente foram maiores do que na etapa 1. Desse modo, as eficiências verificadas na última etapa apresentaram-se superiores, e estatisticamente iguais para todos os reatores.

4.1.3 Desempenho dos reatores na redução da produção de lodo

Na Tabela 19 estão apresentados os resultados relativos às variáveis indicadoras da produção de lodo, tomando como parâmetros de análise os sólidos suspensos totais (SST), o índice volumétrico de lodo (IVL), a idade do lodo (θ_c) e o coeficiente de produção celular (Y_{obs}).

As concentrações de SST foram mantidas em $2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ na etapa 1 e $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ na etapa 2, e permaneceram estáveis durante todo o período de monitoramento.

O processo OSA (RAN_{16h} e RAN_{10h}) foi a alternativa de minimização que apresentou a segunda maior redução da produção de lodo durante ambas

as etapas de operação, apresentando 50% e 60% de redução (Tabela 19). A concentração média de SST verificada na etapa 2 foi aproximadamente a metade verificada na etapa 1. De qualquer forma, as eficiências de tratamento do efluente mantiveram-se no mesmo intervalo do sistema controle ou foram melhoradas após a aplicação do processo OSA, confirmando esse processo como uma alternativa viável para a redução da produção de lodo, devido ao seu baixo custo e à boa estabilidade do processo.

Tabela 19 – Valores de sólidos suspensos totais, do índice volumétrico de lodo (IVL), da idade do lodo (θ_c) e do coeficiente de produção celular (Yobs).

Reator	SST ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	IVL ($\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$)	θ_c (dias)	Yobs ($\text{kg SST/kg DBO}_{\text{rem}}$)	
				Valor	Redução (%)
RC	1160 ± 423	92 ± 34	12,5	0,20	-
RAN _{16h}	2136 ± 555	76 ± 19	26,7	0,10	50 (a)
RCL	2151 ± 798	328 ± 239	26,2	0,15	25 (b)
RUS	2127 ± 607	139 ± 96	26,6	0,09	55 (a)
RC	1230 ± 539	71 ± 29	17,9	0,2	-
RAN _{10h}	916 ± 459	64 ± 32	22,7	0,08	60 (a)
RTCS	1034 ± 450	169 ± 64	20,8	0,12	40 (b)
RAF	1180 ± 578	99 ± 48	22,0	0,05	75 (c)

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey. n=20

Estudos prévios (CHEN et al., 2001; SABY et al., 2003) evidenciaram que a recirculação do lodo entre condições aeróbias e anaeróbias induz um mecanismo favorável para redução de lodo e conduz a uma efetiva floculação, devido à liberação de compostos poliméricos intracelulares que podem atuar como agentes formadores de flocos, melhorando as propriedades de sedimentação do lodo (YE e LI, 2005), como verificado nos valores médios de IVL observados nos sistemas operando o processo OSA (76 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ em RAN_{16h} e 64 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ em RAN_{10h}). Chen et al. (2003) concluíram que a redução do lodo em excesso pode ser alcançada pelo processo OSA sob um baixo potencial de oxirredução na linha de

recirculação do lodo. Ainda, segundo os mesmos autores, o decaimento da quantidade de lodo sob condições anaeróbias pode ser a principal causa da redução de lodo em excesso em um processo de lodos ativados modificado (processo anaeróbio), sendo o coeficiente de decaimento acelerado quando o potencial de oxirredução na zona anaeróbia do lodo está abaixo de -100 mV.

Durante a cloração, a produção de lodo foi reduzida em 25%. O sistema apresentou os maiores valores de IVL, e a sedimentabilidade do lodo piorou. Estes resultados foram compatíveis com aqueles apresentados por Saby et al. (2002), os quais também verificaram uma deterioração na sedimentabilidade do lodo. Entretanto, estes autores observaram uma maior redução na produção de lodo, com 65% de redução. Wang et al. (2011) tratando lodo com uma dosagem de 10 mg ClO_2 / g SST com tempo de contato de 40 minutos, apresentaram uma redução na produção de lodo de 58%, e a sedimentabilidade do lodo não foi afetada.

A desintegração ultrassônica foi a alternativa de redução de lodo que apresentou a maior eficiência na etapa 1, com uma redução de 55%. O sistema apresentou uma sedimentação do lodo estável, como demonstrado nos valores de IVL (média de 139 mL·g⁻¹).

O coeficiente de produção celular durante a adição de TCS diminuiu 40%, e a sedimentabilidade do lodo foi afetada; os valores de IVL aumentaram 2,4 vezes quando comparados ao sistema controle. Segundo Wei et al. (2003), efeitos negativos como possível deterioração da sedimentabilidade do lodo podem ser causados de acordo com a dosagem dos reagentes desacopladores. As condições ótimas deste processo ainda não estão completamente elucidadas.

A adição de ácido fólico apresentou a menor produção de lodo, com uma redução de 75% quando comparada ao sistema controle. Os valores de IVL mantiveram-se abaixo de 100 mL·g⁻¹. A redução de lodo apresentada neste estudo foi maior do que os resultados encontrados na literatura, as quais apresentavam-se na faixa de 30% a 60% de redução (SENÖRER e BARLAS, 2004; STRUNKHEIDE, 2004). Ostrander et al. (1992) e Dubé et al. (2002) verificaram uma melhora na sedimentabilidade do lodo após a adição de ácido fólico nos sistemas de lodo ativado, reduzindo 75% e

63% os valores de IVL, com valores médios de $250 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ e $147 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente.

No sistema controle os valores médios de idade do lodo (θ_c) foram 12,5 d e 17,9 d. Os valores de θ_c aumentaram para aproximadamente 26 dias na etapa 1 e 22 dias na etapa 2 nos sistemas operando alguma alternativa de minimização. Uma longa idade do lodo pode frequentemente causar uma deterioração na sedimentação do lodo e na qualidade do efluente. Entretanto, as alternativas de redução de lodo avaliadas neste estudo mostraram boa estabilidade, com exceção da cloração, que apresentou elevados valores de IVL, eficiências de remoção ligeiramente inferiores ao sistema controle, e a menor redução da produção de lodo dentre as alternativas testadas.

4.1.4 Avaliação da atividade e composição da biomassa do sistema e verificação da toxicidade do efluente

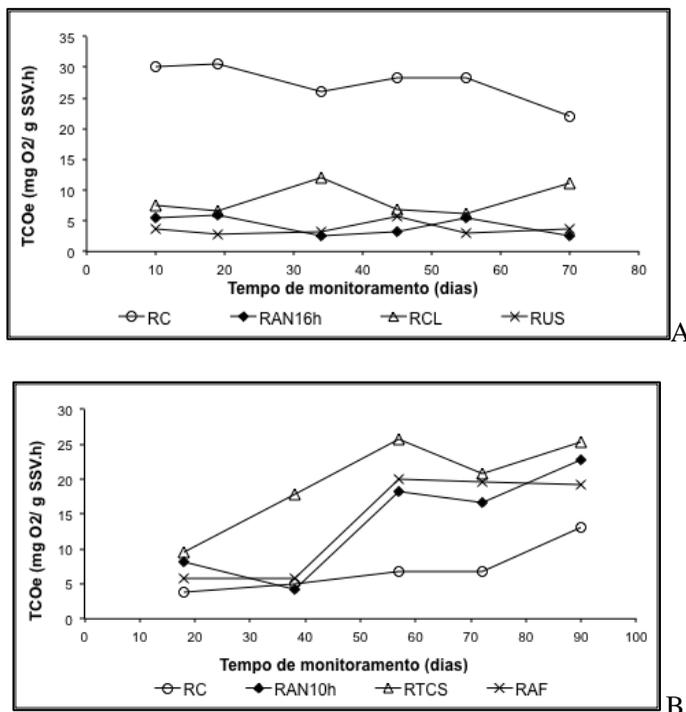
A taxa específica de consumo de oxigênio (TCO_E) dos reatores em bateladas do Sistema Experimental I foram monitoradas aproximadamente a cada 10 dias (etapa 1) e 15 dias (etapa 2) durante todo o experimento, com o objetivo de investigar os efeitos das alternativas de minimização do lodo sobre a atividade da biomassa.

Os resultados obtidos para a TCO_E ao longo das etapas 1 e 2 estão apresentados na Figura 14.

Observa-se na Figura 14A que na etapa 1 ocorreu uma grande redução da TCO_E nos reatores com aplicação de alternativas de minimização. Este fenômeno pode ser atribuído à inativação da biomassa que acontece principalmente em sistemas onde há a ocorrência da lise celular e crescimento críptico (RCL e RUS). No entanto, a qualidade do efluente não foi alterada, como demonstrado previamente (Tabelas 17 e 18). Condições ambientais adversas, como intervenções físico-químicas, podem conduzir à morte celular e/ou decaimento da atividade, o que resulta em um decréscimo na atividade bacteriana no lodo ativado (MASON et al., 1986; van LOOSDRESCHT e HENZE, 1999). Igualmente, sob condições de estresse, a biomassa pode ajustar e desacelerar seus processos metabólicos para a manutenção de energia.

Este fenômeno é demonstrado pela diminuição da atividade específica da biomassa (ARBRIGE e CHESBRO, 1982).

Figura 14 – Comportamento da taxa específica de consumo de oxigênio (TCO_E) no Sistema Experimental I: reator controle e reatores de redução de lodo. A) Etapa 1; B) Etapa 2.



Takdastan et al. (2009) também verificaram baixos valores de TCO_E (média de 3 mg O₂/g SSV·h) com dose de cloro de 20 mg/g SST. Os autores afirmaram que a taxa específica de consumo de oxigênio diminuiu devido à morte de uma significativa porção de microrganismos, causada pela ação desinfetante do cloro.

Na etapa 2, os reatores RTCS e RAF (Figura 14B) apresentaram um aumento na taxa de consumo de oxigênio no início do monitoramento, que então se estabilizou em torno 20-25 mg O₂/g SSV·h. A atividade da biomassa nestes reatores foi maior quando comparada ao sistema controle.

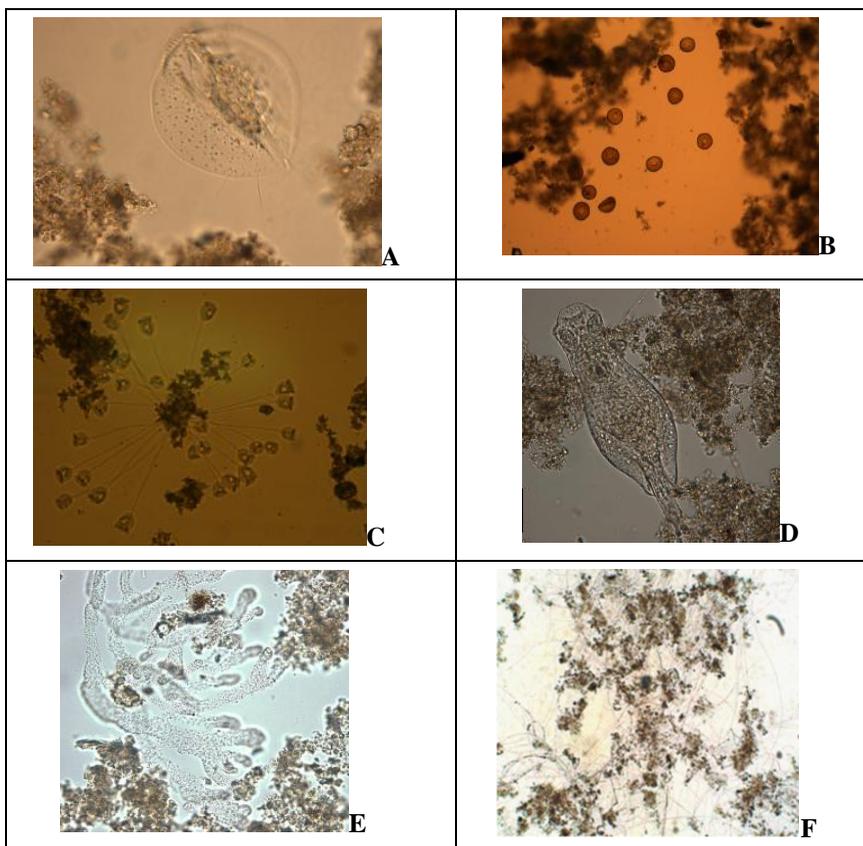
Chen et al. (2004) testaram diferentes dosagens de TCS, e verificaram que concentrações elevadas de TCS (acima de $3,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) resultam em taxas de consumo de oxigênio mais rápidas, fornecendo assim níveis mais elevados de metabolismo desacoplado. Os autores concluíram que o consumo excessivo de oxigênio resultou na ocorrência de um elevado nível de dissipação de energia para a regulação metabólica, o que poderia ser a causa da redução de lodo nestes sistemas.

O processo OSA apresentou um comportamento inverso. Durante a etapa 1, $\text{RAN}_{16\text{h}}$ demonstrou que a exposição da biomassa à condições anaeróbias reduziu sua atividade quando comparada ao sistema controle. De acordo com Saby et al. (2003), a redução da atividade da biomassa pode ser devido às baixas condições de potencial redox, às quais o lodo é submetido em condições anaeróbias (neste caso, 16 horas). Por outro lado, a atividade da biomassa no reator $\text{RAN}_{10\text{h}}$ durante a etapa 2, parece não ter sido afetada durante o início desta etapa, apresentando valores de TCO_E na mesma faixa aos encontrados no sistema controle. Entretanto, após aproximadamente 35 dias de operação do reator, os valores de TCO_E aumentaram e estabilizaram-se em aproximadamente $20 \text{ mg O}_2/\text{g SSV}\cdot\text{h}$. A diferença entre esses dois sistemas em termos de TCO_E poderia ser explicada pelo tempo em que o lodo foi mantido em condições anaeróbias. Na etapa 1, a biomassa permanece por um período maior sob condições anaeróbias, resultando em menores valores de potencial redox, o que ocasiona uma redução da atividade bacteriana.

As visualizações microscópicas (Figura 15) revelaram similaridades qualitativas nas amostras dos diferentes reatores, com microrganismos aglomerados em flocos densos e predominantemente cocos e bacilos curtos. As amostras do licor misto dos reatores apresentaram a presença constante de protozoários, como ciliados rastejantes (*Aspidisca* sp.), amebas (*Arcella* sp.) e rotíferos. Espécies de ciliados aderidos ao floco (*Vorticellas* sp.) foram frequentemente encontradas nas análises microscópicas. Representantes dos ciliados livres (*Paramecium* sp., *Litonotus* sp.) e rotíferos do gênero *Rotatoria* sp. também foram comumente visualizados. Estes resultados estão de acordo com Fernandes et al. (2013), que tratando esgoto doméstico em um RBS, apresentou um

lodo bastante concentrado, formado principalmente por flocos compactos. Neste estudo, a microfauna era constituída por protozoários ciliados (fixos e rastejantes), amebas nuas e rotíferos. De acordo com Zhou et al. (2008), estes organismos são muito importantes no sistema de lodo ativado, pois se alimentam principalmente de bactérias. Como consequência, eles mantêm as densidades bacterianas e rejuvenescem a população por meio da predação. Eles também contribuem para uma melhora na qualidade do efluente uma vez que atuam como agentes floculantes.

Figura 15 – Lodo biológico. A) *Aspidisca* sp. (400x); B) *Arcella* sp. (100x); C) *Vorticellas* sp. (100x); D) *Rotatoria* sp. (400x) E) Zoogléia (400x); F) Bactérias filamentosas (100x).



De um modo geral, as alternativas de redução de lodo não promoveram grandes alterações nas características e composição da biomassa: os sistemas mantiveram uma boa sedimentabilidade do lodo e uma eficiência estável. Contudo, bactérias filamentosas foram detectadas no reator com cloração (RCL) (Figura 15F). Esta observação sugere uma mudança na população microbiana predominante depois da adição da solução de hipoclorito de sódio, resultando na formação de flocos com reduzida densidade, que contribui para a deterioração da sedimentabilidade do lodo, como demonstrado pelos altos valores de IVL, e para a redução no desempenho do tratamento neste sistema.

Algumas alternativas de minimização de lodo testadas neste estudo adicionam compostos químicos nos sistemas biológicos de tratamento, os quais podem produzir efeitos tóxicos no efluente por meio da interação destes compostos com matéria orgânica presente no efluente, produzindo assim novas substâncias. Nesse sentido, foram realizadas análises de toxicidade aguda com organismos da espécie *Daphnia magna* nos efluentes dos reatores. Os resultados destes testes permitiram concluir que o efluente dos reatores ao final do experimento não apresentaram toxicidade ($CE_{50} > 100$), incluindo os sistemas controles, conforme legislação estadual (Portaria 17/2002, FATMA).

Como conclusão do estudo tem-se que:

- ✓ O monitoramento do sistema em bancada operando diferentes alternativas de minimização permitiu concluir que as diferentes técnicas testadas podem efetivamente reduzir a produção de lodo, mostrando eficiências da ordem de 25 a 75% de redução.
- ✓ A cloração apresentou efeitos negativos que colocam esta técnica como uma opção não ideal para redução de lodo, uma vez que altera a qualidade do efluente e piora a sedimentabilidade do lodo. Além disso, comparada às demais alternativas, o coeficiente de produção celular neste sistema não foi significativamente reduzido.
- ✓ As demais alternativas testadas apresentaram eficiências na redução da produção de lodo superiores a 50%, mantendo a eficiência do

tratamento, ou até mesmo melhorando o seu rendimento, com aumento nas eficiências de remoção de substrato e nutrientes.

4.2. ANÁLISE DOS DADOS HISTÓRICOS DA ETE LEVICO²

4.2.1 Ampliação da escala de aplicação do processo OSA

A análise da literatura existente, juntamente com a experiência realizada no Sistema Experimental I com os reatores em bancada, permitiram identificar o processo OSA, como uma técnica eficiente e viável para a redução da produção de lodo, uma vez que mostrou uma considerável redução no coeficiente de produção celular (Y_{obs}) da ordem de 50 a 60%, sem alterar a qualidade do efluente e as propriedades do lodo, até mesmo mostrando melhorias no rendimento do tratamento.

No entanto, algumas questões permanecem ainda abertas, que impedem a identificação da configuração ótima do sistema. Uma questão limitante é a falta de uma verdadeira verificação da potencialidade de aplicação do sistema em escala real. Muitos estudos estão baseados em experimentos de laboratório: embora significativos, apresentam como fatores limitantes a maior facilidade de controle das variáveis, bem como a utilização de afluente sintético, que permite o controle dos parâmetros químicos.

Estes estudos, quando confrontados com escala real, podem constituir um problema, uma vez que a composição do afluente das estações de tratamento de esgoto apresentam uma fração de sólidos particulados inertes bastante expressiva (cerca de 30 a 40% do peso seco), a qual incide de maneira significativa sobre a produção de lodo. Além disso, nos sistemas em escala real, as variáveis são controladas por fenômenos naturais, como temperatura, ou pela exigência da população, como a variabilidade: de cargas, da vazão e da composição química do afluente.

² Os resultados apresentados neste subitem fazem parte do segundo artigo elaborado neste estudo, que apresenta os resultados referentes a análise dos dados históricos da ETE Levico. O mencionado artigo intitula-se “EXPERIENCES FROM THE 5-YEAR MONITORING OF A FULL-SCALE ANAEROBIC SIDE-STREAM REACTOR: NEW INSIGHTS IN PERFORMANCES AND EXCESS SLUDGE REDUCTION”, submetido para publicação em revista científica.

Nesse sentido, o estudo detalhado dos dados históricos da ETE em escala real, operando o tratamento biológico com reator anaeróbio para a redução de lodo, permitiu verificar o rendimento do processo, comparando as diversas fases de operação (lodo ativado convencional; lodo ativado modificado – 1 reator anaeróbio; lodo ativado modificado – 2 reatores anaeróbios; e lodo ativado convencional), bem como possibilitou identificar os parâmetros chaves para se alcançar a redução de lodo neste sistema.

4.2.2 Caracterização do afluente durante os 9 anos de monitoramento da ETE Levico

A caracterização do afluente e as cargas aplicadas durante as 4 fases de monitoramento, compreendidas entre os anos de 2005 a 2013, estão apresentadas na Tabela 20.

As fases LAC₁ e LAC₂ foram utilizadas como fases controle para avaliar o desempenho da ETE com e sem a aplicação do sistema Cannibal[®]. As cargas específicas aplicadas de DQO e NH₄⁺-N foram de 160±6 g DQO. kg SST⁻¹·d⁻¹ e 20±1 g NT. kg SST⁻¹·d⁻¹ em LAC₁, e 147±19 g DQO. kg SST⁻¹·d⁻¹ e 17±2 g NT. kg SST⁻¹·d⁻¹ em LAC₂. Embora tenha ocorrido um aumento na vazão afluente que passou de 8689 m³·d⁻¹ em LAC₁ para 14998 m³·d⁻¹ em LAC₂ (devido ao período de fortes chuvas), e um decréscimo nas concentrações afluentes devido à diluição, as cargas aplicadas ficaram próximas durante as fases LAC₁ e LAC₂. Além disso, apesar do grande intervalo de tempo entre as duas fases (LAC₁ e LAC₂), cerca de 63 meses, as cargas aplicadas foram bastante semelhantes, demonstrando o relativo regime estacionário das condições de cargas frente às variações diárias e sazonais de vazão e concentração.

As cargas aplicadas durante as fases lodo ativado modificado (CA₁ e CA₂) foram próximas das cargas do período controle (Tabela 20). Esta observação confirma a constância do afluente na ETE Levico, evidenciando assim a viabilidade de comparação entre os dados coletados durante os 9 anos de monitoramento.

Tabela 20 – Dados do monitoramento e caracterização do afluente da ETE Levico.

Parâmetros	LAC₁	CA₁	CA₂	LAC₂
Tempo de monitoramento (meses)	36	16	47	7
Número de amostras	125	70	204	31
<i>Afluente</i>				
Vazão (m ³ ·d ⁻¹)	8689±1465	10700±3021	10335±3549	14998±4988
DQO (mg·L ⁻¹)	513±116	467±113	494±159	342±116
DBO (mg·L ⁻¹)	244±66	238±72	205±60	125±73
NT (mg·L ⁻¹)	63±20	48±11	47±11	40±14
NH ₄ ⁺ -N (mg·L ⁻¹)	41±7	32±9	36±10	31±14
PT (mg·L ⁻¹)	4,9±1,1	4,2±0,9	5,2±1,7	4,7±3,1
SST (mg·L ⁻¹)	236±59	241±61	270±110	144±55
Temperatura (°C)	12,8±5,1	13,9±5,3	14,8±5,4	16,8±4,1
<i>Lodo ativado</i>				
Carga orgânica (g DQO. kg SST ⁻¹ ·d ⁻¹)	160	141	140	147
Carga nitrogenada (g NT. kg SST ⁻¹ ·d ⁻¹)	20	14	13	17
LAC ₁ = Lodo ativado convencional (Jan 2005 a Dez 2007); CA ₁ = Cannibal [®] 1 tanque anaeróbio (Jan 2008 a Abr 2009); CA ₂ = Cannibal [®] 2 tanques anaeróbios (Mai 2008 a Mar 2013); LAC ₂ = Lodo ativado convencional (Abr 2013 a Out 2013).				

4.2.3 Parâmetros operacionais do sistema Cannibal[®]

Os parâmetros operacionais das configurações CA₁ e CA₂ estão apresentados na Tabela 21.

Um percentual de 7,6% de massa de lodo foi recirculado diariamente ao sistema Cannibal[®] na configuração CA₁, e 10,6% na configuração CA₂. A taxa de recirculação de lodo para o sistema Cannibal[®] foi calculada com base no percentual de massa de lodo recirculada diariamente entre o tanque de aeração e o reator anaeróbio. Esta taxa de recirculação foi inferior ao valor usualmente empregado no processo OSA, que é da

ordem de 100%. No entanto, está de acordo com os experimentos realizados com sistema Cannibal[®] (NOVAK et al., 2007; CHON et al., 2011a; KIM et al., 2012), onde aproximadamente 10% da massa de lodo ativado é recirculada diariamente entre o tanque de aeração e o reator anaeróbio.

Tabela 21 – Parâmetros operacionais do sistema Cannibal[®].

Parâmetro	CA₁	CA₂
Volume dos reatores anaeróbios (m ³)	2293	3293
Taxa de recirculação de lodo (%)	7,6	10,6
Tempo de detenção hidráulica do lodo (dias)	6,9	6,7
Carga de lodo aplicada (kg SST·m ⁻³ ·d ⁻¹)	1,5	1,6

CA₁ = Cannibal[®] 1 tanque anaeróbio (Jan 2008 a Abr 2009); CA₂ = Cannibal[®] 2 tanques anaeróbios (Mai 2008 a Mar 2013);

Devido à baixa taxa de recirculação no sistema Cannibal[®] comparada ao processo OSA, o tempo de detenção hidráulica (TDH) no reator anaeróbio do sistema Cannibal[®] é usualmente superior ao processo OSA. O TDH do lodo no reator anaeróbio na ETE Levico foi de aproximadamente 7 dias, estando este valor de acordo com estudos prévios, que reportaram TDH do lodo de 10 dias para reator anaeróbio na redução de lodo (NOVAK et al., 2007; TROIANI et al., 2011; KIM et al., 2012).

A concentração de SST dentro dos reatores anaeróbios apresentou uma pequena variação ao longo dos períodos monitorados, com valores médios de 9,3 g·L⁻¹ e 10,1 g·L⁻¹ nas fases CA₁ e CA₂, respectivamente. Estes valores foram quase duas vezes superiores aos resultados apresentados por Coma et al. (2013) e Chon et al. (2011b), em sistema similares ao sistema Cannibal[®] da ETE Levico.

A carga de lodo aplicada indica a quantidade de lodo tratado no reator anaeróbio pelo volume do tanque (Tabela 21). Esta carga foi calculada de acordo com Coma et al. (2013), levando-se em consideração a vazão de lodo recirculado e a concentração de SST no lodo recirculado, alcançando-se valores de 1,5 a 1,6 kg SST·m⁻³·d⁻¹. Quando comparado aos valores reportados por Coma et al. (2013), da ordem de 3,3 a 17,8 kg

$SST \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$, verifica-se que as taxas empregadas na ETE Levico foram particularmente menores.

O longo tempo de detenção hidráulica do lodo no reator anaeróbio resultou em um estável e baixo valor de potencial redox neste meio (em torno de -250 mV). Pequenas variações de ± 30 mV foram observadas durante a alimentação (30 minutos diários) e durante a aeração (1 hora duas vezes por semana) do sistema Cannibal[®]. A operação de sistemas do tipo OSA com potencial redox de -250 mV no reator anaeróbio foi confirmada por An e Chen (2008) como sendo um parâmetro limitante e efetivo na redução da produção de lodo.

As condições anaeróbias do sistema Cannibal[®] produziram um aumento da DBO solúvel do lodo tratado anaerobicamente, alcançando valores médios de $226 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ na configuração CA₁ e $255 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ na configuração CA₂. A concentração de $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ também aumentou sob condições anaeróbias, com valores médios de $44 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em CA₁ e CA₂, respectivamente. Nesse sentido, verifica-se que nenhuma grande diferença foi encontrada na solubilização do lodo entre as duas configurações operadas, apesar do elevado aumento no volume de lodo tratado anaerobicamente na fase CA₂.

A alta biodegradabilidade dos compostos solubilizados, demonstrada pelo aumento da DBO solúvel no ambiente anaeróbio, também foi verificada nos estudos realizados por Novak et al. (2007). Estes autores observaram a solubilização de compostos ligados aos íons ferro, principalmente proteínas. A solubilização das proteínas pode explicar também a liberação de amônia no meio líquido do reator anaeróbio. Segundo os mesmos autores, a solubilização destes compostos e sua consequente degradação no ambiente aerado é um dos pontos chaves para a redução da produção de lodo no processo OSA e no sistema Cannibal[®].

Com relação à idade do lodo (Tabela 22), observa-se que θ_c , no sistema global de tratamento do efluente, é alterada quando ocorre a inserção do reator anaeróbio. Nos sistemas controles (LAC₁ e LAC₂) os valores médios de θ_c foram de 15 e 17 dias, respectivamente. Após a introdução do reator anaeróbio na linha de recirculação do lodo θ_c aumentou consideravelmente para 36 dias em CA₁ e 44 dias em CA₂.

O aumento da idade do lodo nas configurações lodo ativado modificado (CA₁ e CA₂) foi devido a três causas: (1) o aumento da massa de SST global devido à inserção dos reatores anaeróbios; (2) o aumento da concentração de SST no lodo ativado de 4,0 g·L⁻¹ no LAC₁ para um valor médio de 5,1 g·L⁻¹ nas configurações Cannibal[®]; (3) a menor produção de lodo e conseqüentemente a redução da quantidade de SST descartada diariamente do sistema (Tabela 22). Todos esses efeitos contribuíram para um aumento na idade do lodo do sistema.

Tabela 22 – Massa de SST na ETE Levico e valores de θ_c durante as fases de monitoramento.

Parâmetro	LAC₁	CA₁	CA₂	LAC₂
Massa de SST no tanque de aeração (kg SST)	27900	35500	36500	34900
Massa de SST no reator anaeróbio (kg SST)	-	21780	34800	-
Massa de SST no sistema (kg SST)	27900	57280	71300	34900
Massa de SST descartada por dia (kg SST/d)	1874	1721	1747	1890
θ_c no reator anaeróbio (d)	-	13	21	-
θ_c no sistema (d)	15	36	44	17

LAC₁ = Lodo ativado convencional (Jan 2005 a Dez 2007); CA₁ = Cannibal[®] 1 tanque anaeróbio (Jan 2008 a Abr 2009); CA₂ = Cannibal[®] 2 tanques anaeróbios (Mai 2008 a Mar 2013); LAC₂ = Lodo ativado convencional (Abr 2013 a Out 2013).

A idade do lodo no reator anaeróbio representou 38% e 49% da idade do lodo global no sistema de tratamento, apresentando-se levemente inferior ao percentual de 60% usado por Saby et al. (2003) em um estudo em escala laboratorial. Coma et al. (2015) também verificaram que o acúmulo de sólidos no reator anaeróbio/anóxico resulta em uma maior idade do lodo global do sistema, mesmo que os valores para linha de tratamento do efluente sejam fixos.

4.2.4 Influência da inserção do reator anaeróbio na qualidade do efluente e na sedimentabilidade do lodo

Na Tabela 23 têm-se as eficiências de remoção das principais variáveis utilizadas na avaliação do desempenho do sistema. As eficiências foram consistentes com a fase controle, ou apresentaram-se ligeiramente superiores.

Apesar da grande variabilidade no afluente da ETE Levico (apresentada na Tabela 20), a concentração média de DQO e DBO no efluente foi menor que $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, em todas as fases de monitoramento, apresentando-se abaixo também dos limites de lançamento ($125 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DQO e $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para DBO) impostos pela regulamentação europeia (Diretiva 91/271/EC, 1991). As eficiências médias de remoção de DQO e DBO mantiveram-se acima de 95% mesmo nas fases com elevada idade do lodo (CA_1 e CA_2).

Tabela 23 – Concentrações no efluente e eficiências de remoção das principais variáveis na avaliação do desempenho do sistema. (Ef. = eficiência).

Variáveis	LAC ₁		CA ₁		CA ₂		LAC ₂	
	Valor (mg·L ⁻¹)	Ef. (%)						
DQO	18±8	96	14±8	97	17±6	97	18±3	94
DBO ₅	9±3	95	7±4	97	5±1	97	5±1	93
NT	14±5	78	11±3	77	10±2	78	14±2	77
NH ₄ ⁺ -N	2,1±3,8	95	1,8±3,1	95	0,6±0,3	98	0,6±0,1	98
NO ₃ ⁻ -N	10±3	-	7±2	-	8±2	-	10±2	-
PT	1,4±0,4	72	1,2±0,3	71	1,7±0,6	67	1,5±1,0	63
SST	4±1	98	4±2	98	7±2	98	4±0,3	95

LAC₁ = Lodo ativado convencional (Jan 2005 a Dez 2007); CA₁ = Cannibal[®] 1 tanque anaeróbio (Jan 2008 a Abr 2009); CA₂ = Cannibal[®] 2 tanques anaeróbios (Mai 2008 a Mar 2013); LAC₂ = Lodo ativado convencional (Abr 2013 a Out 2013).

Em sistemas com elevada idade do lodo (θ_c), as concentrações de DQO no efluente tendem a ser maiores devido aos produtos microbianos solúveis, que são resultantes do metabolismo do substrato, e do crescimento e decaimento da biomassa, os quais liberam compostos

solúveis não biodegradáveis no efluente (BARKER e STUCKEY, 1999; JARUSUTTHIRAKA e AMY, 2007). No entanto, pouca mudança foi verificada na concentração de DQO no efluente, mesmo com uma idade do lodo superior a 44 dias verificada na configuração de lodo ativado modificado (CA₂).

Ainda que uma considerável quantidade de compostos solúveis biodegradáveis sejam geradas no reator anaeróbio (DBO solúvel da ordem de 226-255 mg·L⁻¹ no lodo tratado anaerobicamente), estes compostos são imediatamente consumidos quando retornados ao tanque de aeração principal, sem apresentar, dessa forma, interferências nas eficiências de remoção de DQO e DBO. Estes resultados, obtidos em escala real, com cargas afluentes variáveis e esgoto real, corroboraram com os resultados obtidos em diversos estudos em escala laboratorial e piloto (SABY et al., 2003; GOEL e NOGUERA, 2006; WANG et al., 2008; COMA et al., 2013; SEMBLANTE et al., 2014).

Assim como verificado na remoção carbonácea, as eficiências de remoção de NT e NH₄⁺-N não foram afetadas pelas configurações de lodo ativado modificado (CA₁ e CA₂). O processo de nitrificação foi completo, produzindo concentrações de NH₄⁺-N abaixo de 2,1 mg·L⁻¹ no efluente em todas as fases. A concentração de NO₃⁻-N passou de 10 mg·L⁻¹ nas fases controle (LAC₁ e LAC₂) para 7 e 8 mg·L⁻¹ nas configurações CA₁ e CA₂, respectivamente. A desnitrificação foi provavelmente melhorada pelos compostos biodegradáveis solúveis recirculado do reator anaeróbio para o tanque de pré-desnitrificação. A concentração de DBO solúvel presente no lodo tratado anaerobicamente e recirculada ao início do tratamento, representou cerca de 4% da carga total de DBO aplicada à pré-desnitrificação, somando-se o esgoto bruto.

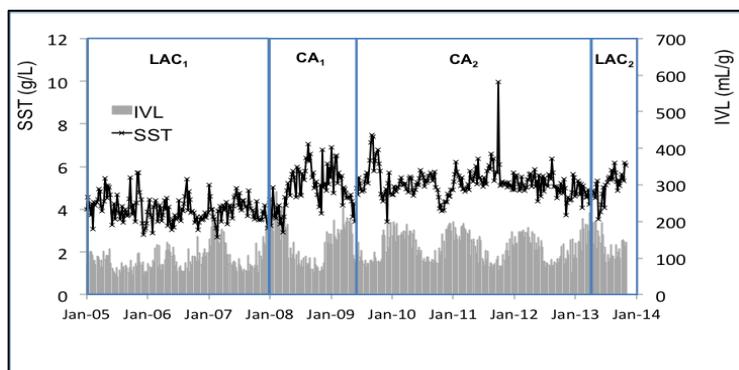
Com relação ao fósforo, alguns estudos sobre processo OSA demonstraram que a presença do reator anaeróbio contribui para a liberação de fósforo e um possível aumento das concentrações de PT e PO₄ no efluente (CHEN et al., 2001; SABY et al., 2003). Nas fases com a configuração lodo ativado modificado (CA₁ e CA₂), a concentração de fósforo total não mostrou um elevado aumento, apresentando concentrações abaixo do limite de lançamento (legislação europeia), com

valores abaixo de $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, indicando, assim, que o fósforo solúvel liberado no reator anaeróbio é assimilado nos reatores seguintes (tanque de aeração).

Na Figura 16 visualizam-se as concentrações de SST e IVL no licor misto do sistema de lodo ativado durante as 4 fases de monitoramento. A concentração média de SST no lodo ativado passou de $4,0 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ para $5,0 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ na configuração CA_1 , e permaneceu estável em torno de $5,2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ durante a fase subsequente (CA_2).

Os valores de IVL mostrados na Figura 16, flutuaram sazonalmente durante o ano, mostrando um ligeiro aumento após a inserção do reator anaeróbio. Os valores médios de IVL passaram de $100 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ em LAC_1 para $144 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ e $131 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ em CA_1 e CA_2 , respectivamente.

Figura 16 – Comportamento do SST e do IVL no licor misto durante as fases de monitoramento.



Embora seja considerado que longos períodos de retenção do lodo possam causar uma deterioração nas propriedades de sedimentabilidade do lodo e na qualidade do efluente, a ETE Levico sempre operou com boa estabilidade, mesmo com θ_c de até 44 dias, como verificado nas fases CA_1 e CA_2 . Estes resultados confirmam observações anteriores feitas em estudos em escala laboratorial e escala piloto. Alguns estudos mostraram que o processo OSA não afeta a sedimentabilidade do lodo (CHEN et al., 2001; SABY et al., 2003; NOVAK et al., 2007), enquanto que outros

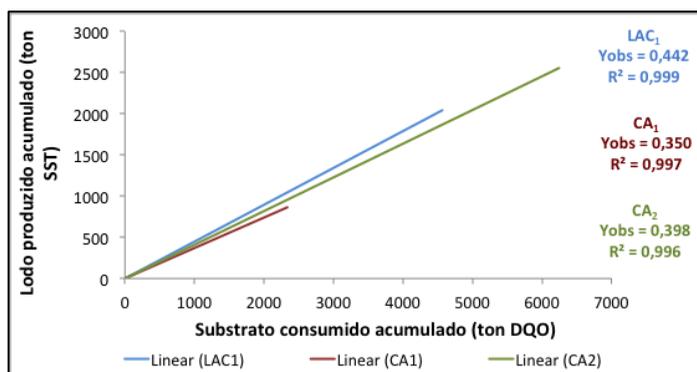
estudos, inclusive, evidenciaram uma melhora nas propriedades do lodo (CHUDOBA et al., 1992; YE et al., 2008).

No estudo realizado por Coma et al. (2013), com a aplicação de um reator anóxico na linha de recirculação do lodo, em um sistema piloto utilizando esgoto real, observaram-se menores valores de IVL quando aumentada a massa de lodo tratada neste sistema. Segundo Chon et al. (2011), isto é devido provavelmente ao ciclo alternado entre condições aeróbias e anaeróbias que promove uma ação similar ao seletor biológico, resultando, dessa forma, em uma melhor floculação do lodo.

4.2.5 Fatores que afetam a redução do coeficiente de produção celular (Y_{obs}) no sistema Cannibal[®]

O coeficiente de produção celular observado (Y_{obs}) foi utilizado para estimar a redução na produção de lodo verificada entre as fases de configuração Cannibal[®] (CA₁ e CA₂) e as fases controle (LAC₁ e LAC₂). O cálculo foi realizado a partir da regressão linear, expressa na relação entre a quantidade de SST produzida pela quantidade de DQO removida. Na Figura 17 e na Tabela 24 estão apresentados os valores de (Y_{obs}) calculados, comparando os valores de (Y_{obs}) obtidos, que fornece o percentual de redução na produção de lodo durante o período de monitoramento na ETE Levico.

Figura 17 – Coeficientes de produção celular verificados nas fases LAC₁, CA₁ e CA₂.



O menor coeficiente de produção celular foi observado na configuração CA₁, com 20% de redução da produção de lodo quando comparado a fase controle (LAC₁). O aumento do volume de lodo tratado anaerobicamente de 45% (de 2293 m³ em CA₁ para 3293 m³ em CA₂) não promoveu uma redução adicional de Y_{obs} . Isto indica que a redução de lodo no sistema Cannibal[®] não foi afetada pelo maior volume de lodo anaeróbio, e então o mecanismo de redução de lodo neste sistema não pode ser considerado unicamente como o decaimento do lodo, mas pode ser possivelmente atribuído aos ciclos alternados entre as condições aeróbias e anaeróbias, que promovem a solubilização e degradação dos compostos associados aos íons ferro e alumínio (CHON et al., 2011a).

Tabela 24 – Percentual de redução da produção de lodo entre as configurações de lodo ativado modificado e lodo ativado convencional.

Fase	Período de monitoramento	Coeficiente de produção celular (g SST.g DQO ⁻¹)	Redução da produção de lodo (referente a LAC ₁)
LAC ₁	Jan 05 – Dez 07	0,442	-
CA ₁	Jan 08 – Mai 09	0,350	20%
CA ₂	Jun 09 – Mar 13	0,398	10%
LAC ₂	Abr 13 – Out 13	0,438	-
Valores médios (CA ₁ +CA ₂)		0,374	15%

LAC₁ = Lodo ativado convencional; CA₁ = Cannibal[®] 1 tanque anaeróbio; CA₂ = Cannibal[®] 2 tanques anaeróbios; LAC₂ = Lodo ativado convencional.

O coeficiente de produção celular passou de 0,350 em CA₁ para 0,398 em CA₂. Uma possível razão para este aumento de Y_{obs} pode estar relacionada ao fenômeno de adaptação da biomassa que poderia ocorrer durante um longo período de tempo, produzindo assim uma biomassa aclimatada aos ciclos alternados entre as condições aeróbias e anaeróbias e menos susceptível à redução da produção de lodo. Novak et al. (2007) observaram que a implementação do sistema anaeróbio na linha de recirculação do lodo conduz a uma imediata redução da produção de lodo, sem apresentar a necessidade de períodos prolongados para aclimação. A análise dos dados da ETE Levico confirmaram esta observação: a

redução da produção de lodo foi observada já nos meses iniciais de implementação do sistema Cannibal[®]. Entretanto, a adaptação da biomassa pode ser uma observação perceptível somente após um longo período de monitoramento, o que de fato não ocorre nos experimentos laboratoriais e pilotos, cujo tempo amostral é da ordem de 150-200 dias.

Considerando as duas fases de configuração Cannibal[®] juntas, o coeficiente de produção celular médio resultou em 0,374, conduzindo a uma redução de 15% na produção de lodo.

As reduções da produção de lodo de 10 a 20% verificadas nas fases com configuração Cannibal[®] foram inferiores àquelas esperadas da literatura, onde eficiências de redução da ordem de 60% são alcançadas em experimentos laboratoriais e pilotos. Contudo, os resultados deste estudo estiveram de acordo com as observações recentes realizadas por Coma et al. (2013), que reportaram uma redução máxima de Y_{obs} 18% em um sistema anóxico para a redução de lodo, utilizando esgoto real.

Os mesmos autores realizaram uma revisão da literatura até o ano de 2013, sobre os sistemas do tipo OSA e Cannibal[®] para redução de lodo, e constataram que as eficiências de redução de lodo superiores a 20% são alcançadas nas seguintes condições: (1) processo OSA em escala laboratorial implementando-se um tanque anaeróbio em um sistema de lodo ativado completamente aerado; (2) usando-se esgoto sintético; (3) aplicando-se condições ideais de operação e temperaturas ótimas no reator anaeróbio (maiores do que as verificadas em escala real). Todas estas condições diferem substancialmente dos sistemas em escala real, onde esgoto real e condições ambientais são aplicadas aos sistemas de tratamento de efluente e de redução de lodo.

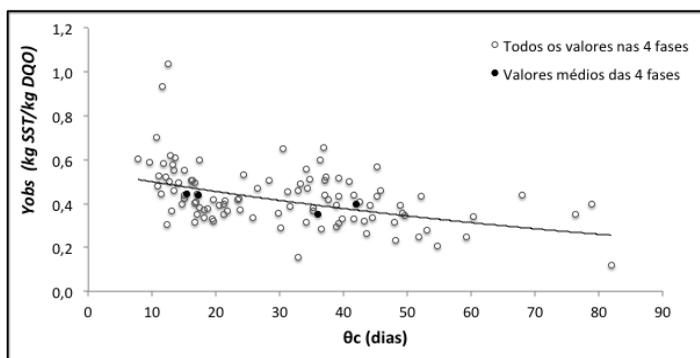
Ainda no estudo de Coma et al. (2013) com esgoto real, a redução de Y_{obs} de 18% foi obtida operando-se o sistema com um θ_c abaixo de 20 dias e uma taxa de recirculação do lodo de 100%. Neste estudo, uma redução similar de Y_{obs} (10 a 20%) foi verificada, operando-se o sistema Cannibal[®] com θ_c de 36 a 44 dias e uma taxa de recirculação do lodo de 7 a 10%. Nesse sentido, pode-se considerar que dois fatores afetam a redução da produção de lodo em um sistema com esgoto real: elevada idade do lodo (θ_c) e elevada taxa de recirculação do lodo. Os autores

demonstraram uma relação linear entre a taxa de lodo tratada diariamente e o Y_{obs} , o que indica que quanto mais lodo é tratado diariamente no reator anaeróbio, menos lodo é produzido em excesso. No caso deste estudo, as taxas de lodo submetidas ao tratamento anaeróbio foram relativamente baixas ($1,5 - 1,6 \text{ kg SST} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). Sendo assim, este fator não deve ter sido o fator principal que contribuiu para a redução de lodo no sistema em escala real.

Uma relação entre θ_c e Y_{obs} foi verificada neste estudo (Figura 18), confirmando que a elevada idade do lodo nas unidades biológicas de tratamento reduzem o coeficiente de produção celular. Portanto, θ_c desempenha um papel mais importante do que a taxa de recirculação de lodo em sistemas em escala real. Esta observação já foi previamente introduzida por Saby et al. (2003) e Novak et al. (2007).

O coeficiente de produção celular é afetado, pois uma longa idade do lodo aumenta a quantidade de energia necessária para manutenção das células, resultando em uma melhora na degradação do lodo, contribuindo para a menor produção de lodo em excesso (van LOOSDRECHT e HENZE, 1999; CHON et al., 2011a; KIM et al., 2012).

Figura 18 – Relação entre Y_{obs} e θ_c considerando-se os resultados de todas as fases monitoradas.



Considerando-se as observações anteriores, pode-se presumir que o longo θ_c e a alta taxa de recirculação do lodo são duas importantes e independentes condições operacionais na redução de lodo. Entretanto, sob

o ponto de vista prático, dois problemas podem ser considerados quando aplicadas as condições acima citadas em uma ETE em escala real.

Longos tempos de retenção de lodo podem causar uma deterioração na qualidade do efluente e nas propriedades de sedimentabilidade do lodo (METCALF e EDDY, 2003; ORHON, 2015), embora tal observação não tenha sido verificada neste estudo. O efluente e a sedimentabilidade do lodo mantiveram-se constantes ao longo do período monitorado (5 anos de sistema Cannibal[®]), possivelmente devido à ação seletora dos ciclos alternados.

A aplicação de uma taxa de recirculação de lodo de 100% torna-se inviável em um sistema em escala real, uma vez que corresponde tratar toda a vazão de recirculação em um ambiente anaeróbio, onde deve ser mantido um potencial redox de -250 mV. A aplicação contínua de grandes quantidades de lodo com elevado potencial redox, resulta na impossibilidade de manter os valores de ORP em -250 mV dentro do reator anaeróbio. Este problema é superado pela injeção de gás nitrogênio em estudos laboratoriais e piloto. No entanto, isto não seria aplicável em escala real.

Uma solução praticável seria a operação do sistema com taxas moderadas de recirculação do lodo associada aos baixos valores de ORP (em torno de -250 mV) no reator anaeróbio, uma vez que altas taxas de recirculação (próxima 100%) resultam em moderados valores de ORP (≥ -150 mV) no sistema Cannibal[®].

Como conclusões do estudo têm-se:

- ✓ A avaliação da aplicação do sistema Cannibal[®] em escala real permitiu identificar alguns fatores de influência na operação deste sistema, visando a redução de lodo, como a taxa de recirculação de lodo e a idade do lodo no sistema global.
- ✓ O aumento do volume de lodo tratado anaerobicamente não contribuiu para a redução de lodo, sugerindo que o decaimento do lodo não seria o principal mecanismo de redução neste sistema. Os dados confirmaram a eficiência do sistema Cannibal[®], com redução média de

15% na produção de lodo, sem causar alterações na qualidade do efluente e na sedimentabilidade do lodo.

- ✓ A inserção do reator anaeróbio na linha de recirculação do lodo promoveu um aumento na idade do lodo global do sistema, que juntamente com ciclos alternados entre condições aeróbias e anaeróbias, resultaram na redução da produção de lodo neste sistema.

4.3. REPARTIDA DO SISTEMA CANNIBAL[®] ³

4.3.1 Monitoramento intensivo do sistema Cannibal[®]

Baseado na análise dos dados históricos da ETE Levico, que confirmaram a redução da produção de lodo no sistema Cannibal[®], e indicaram possíveis condições operacionais de influência do sistema, optou-se por realizar um monitoramento mais detalhado da biomassa após a repartida do sistema, a fim de identificar mecanismos e transformações que justificassem a redução da produção de lodo, visando a otimização do processo.

4.3.2 Desempenho do sistema Cannibal[®] na redução da produção de lodo

A avaliação do sistema Cannibal[®], com relação a redução da produção de lodo, foi realizada a partir de um detalhado balanço de massa, que compreendeu o período imediatamente anterior ao início de operação do sistema Cannibal[®] (30/10/13) até o final do mês de junho (30/06/14), totalizando assim 8 meses com a configuração Cannibal[®] (CA_{1*}) operante.

O enchimento do reator anaeróbio Cannibal[®] iniciou em 04/11/13 e foi finalizado em 15/11/13. Durante este período, nenhum quantitativo de sólido foi descartado da ETE: todo o lodo em excesso era enviado ao

³ Os resultados apresentados neste subitem fazem parte do terceiro artigo que está sendo elaborado neste estudo, o qual apresentará o desempenho do sistema Cannibal[®] após sua repartida e as transformações ocorridas na biomassa do sistema. O artigo será submetido para publicação em uma revista científica.

reator anaeróbio. A recirculação do lodo tratado anaerobicamente só iniciou após o total enchimento do tanque anaeróbio.

Os resultados do balanço de sólidos realizados dentro das unidades que compõem o sistema de tratamento da ETE Levico estão apresentados na Tabela 25. É possível observar uma grande diferença na quantidade e distribuição de sólidos presentes nas unidades da ETE Levico neste período. No início do monitoramento, os tanques de oxidação e desnitrificação, juntamente com os sedimentadores, apresentaram os valores mais elevados de sólidos (unidades componentes do sistema de lodo ativado convencional).

Tabela 25 – Balanço de sólidos dentro das unidades do sistema no período entre 30/10/13 a 30/06/14.

Unidade	Sigla	$X_{30/10/13}$ (ton SST)	$X_{30/06/14}$ (ton SST)	$\Delta X_{unidades}$ (ton SST)
Tanque digestão aeróbia	N-STAB	12,75	20,92	8,17
Tanque de desnitrificação	N-DN	4,05	3,58	-0,53
Tanque de oxidação 2	N-OX 2	10,02	8,00	-2,02
Tanque de desnitrificação	S-DN	4,46	3,51	-0,95
Tanque de oxidação 3	S-OX 3	5,06	4,05	-1,01
Tanque de oxidação 4A	S-OX 4A	5,19	4,57	-0,62
Tanque de oxidação 4B	S-OX 4B	5,41	4,37	-1,04
Decantador 1	S1	2,34	1,50	-0,84
Decantador 2	S2	2,84	1,22	-1,62
Decantador 3	S3	9,81	1,21	-8,60
Reator anaeróbio – Cannibal™	CA	0	16,65	16,65
Massa total de sólidos no sistema (ton SST)		61,93	69,58	7,65

Assim que iniciada a operação do sistema modificado, é possível constatar uma inversão na contribuição mássica. As unidades que mais responderam pela massa de sólidos passaram a ser o reator anaeróbio (CA) do sistema Cannibal[®] juntamente com o tanque de estabilização (N-STAB), que após o período inicial do sistema Cannibal[®], passou a operar

na sua capacidade máxima, contribuindo de forma significativa no balanço de massa. Nota-se ainda que o sistema Cannibal[®] influencia principalmente a operação dos sedimentadores, que passam a operar com uma concentração de sólidos bastante reduzida, representando cerca de 64% da redução total de sólidos nas unidades componentes do lodo ativado convencional.

A produção de sólidos do sistema e a remoção de DQO obtida no período de operação da configuração Cannibal[®] (fase CA_{1*}) estão apresentadas nas Tabelas 26 e 27. Estes resultados foram utilizados para o cálculo do coeficiente de produção celular observado neste período, descrito na Tabela 28.

Tabela 26 – Produção de sólidos e remoção de DQO no sistema entre o período de 30/10/13 a 30/06/14 (fase CA_{1*}).

Data	X_{des} (ton SST)	X_{pen} (ton SST)	X_{eft} (ton SST)	DQO_{rem} (ton DQO)
30/10/13	0	0	0,24	15,34
30/11/13	2,72	1,25	1,73	108,7
31/12/13	47,51	1,32	2,08	117,2
31/01/14	50,61	2,97	2,68	172,7
28/02/14	39,68	2,82	4,66	152,1
31/03/14	48,43	3,51	3,14	226,2
30/04/14	58,12	4,02	2,55	254,2
31/05/14	50,20	4,03	1,72	108,1
30/06/14	48,74	3,07	1,55	106,6
Total	346,01	22,99	20,35	1261,14

A redução da produção de lodo do sistema Cannibal[®] quando comparada às fases controles LAC₁ e LAC₂ foi de 29% e 28%, respectivamente, ligeiramente superior ao valor encontrado durante a análise dos dados históricos na mesma configuração de operação (CA₁, redução de 20%).

Tabela 27 – Sólidos totais produzidos no sistema durante a fase CA₁*.

Contribuição	Sigla	Quantidade (ton SST)
Massa de sólidos dentro do sistema	$\Delta X_{unidades}$	7,65
Massa de sólidos desidratados	X_{des}	346,01
Massa de sólidos peneirados – sistema Cannibal [®]	X_{pen}	22,99
Massa sólidos no efluente	X_{efl}	20,35
	X_{total}	397,00

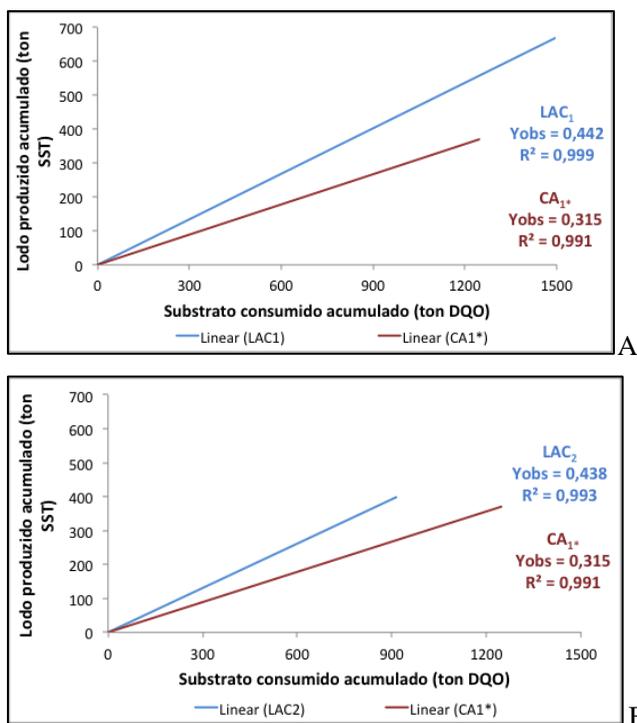
Tabela 28 – Percentual de redução da produção de lodo entre as fases de operação de lodo ativado modificado e lodo ativado convencional.

Fase	Período de monitoramento	Coefficiente de produção celular (g SST/g DQO)	Redução da produção de lodo
LAC ₁	Jan 05 – Jan 08	0,442	29%
LAC ₂	Abr 13 – Out 13	0,438	28%
CA ₁ *	Nov 13 – Jun 14	0,315	-

Na Figura 19 tem-se a produção específica de lodo acumulada nas duas configurações de operação da ETE Levico (lodo ativado convencional e modificado com sistema Cannibal[®] em operação).

Uma hipótese para a diferença encontrada entre os dados históricos e os dados de repartida do sistema Cannibal[®] pode ser o já citado fenômeno de adaptação da biomassa, que poderia ocorrer durante um longo período de tempo. No caso da fase CA₁*, com tempo de monitoramento inferior a um ano, este efeito não teria sido observado, podendo ou não ser desencadeado ao longo do monitoramento, uma vez que da análise dos dados históricos da ETE Levico pôde-se constatar um maior rendimento de redução ao início da operação do sistema Cannibal[®], com valores próximos aos descritos na literatura (34% de redução), resultando, no entanto, em uma posterior queda estável (20% de redução) deste rendimento.

Figura 19 – Coeficientes de produção celular verificados nas fases LAC₁, LAC₂ e CA₁*.



Segundo Goel e Nogueira (2006), a redução da produção de lodo no sistema Cannibal[®] pode ser parcialmente atribuída ao decaimento endógeno, que tem sua ocorrência reforçada pelo longo tempo de retenção de sólidos verificado no sistema Cannibal[®], quando comparado ao sistema de lodo ativado convencional. No entanto, não somente este mecanismo deve estar atuante, pois quando comparado a um sistema com elevada idade do lodo (reator em bateladas sequenciais), o sistema Cannibal[®] apresenta uma redução adicional de 14-16%.

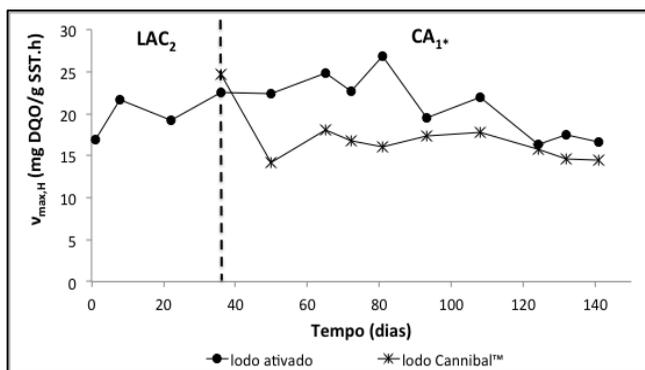
4.3.3 Influência do sistema Cannibal[®] na atividade da biomassa

As análises respirométricas efetuadas no período de monitoramento intensivo da ETE (outubro 2013 a fevereiro 2014) permitiram identificar o efeito que o sistema Cannibal[®] tem sob a biomassa ativa do sistema de

tratamento. O comportamento da biomassa heterótrofa no lodo ativado e no lodo Cannibal[®] com relação à velocidade máxima específica de consumo do substrato está apresentado na Figura 20.

É possível observar uma distinção entre os resultados das duas amostras de lodo. A velocidade média específica de consumo do substrato apresentada no lodo Cannibal[®] é sempre inferior à velocidade média medida no lodo ativado. Verifica-se uma redução média de 15% na cinética das bactérias heterótrofas no lodo mantido em condições anaeróbias durante os primeiros 90 dias de repartida do sistema Cannibal[®] (CA_{1*}), quando comparado ao período controle (LAC₂). Após este período, é possível constatar o mesmo efeito de desaceleração do consumo do substrato na biomassa presente no lodo ativado. Nesse sentido, pode-se considerar que cerca de 3 meses foram necessários para que o sistema entrasse em regime, e fosse notável os efeitos da transição cíclica entre condições aeróbias e anaeróbias na biomassa do sistema.

Figura 20 – Variação da velocidade específica de consumo do substrato pelas bactérias heterótrofas no lodo ativado e no lodo Cannibal[®] antes (LAC₂) e após (CA_{1*}) a repartida do sistema Cannibal[®].

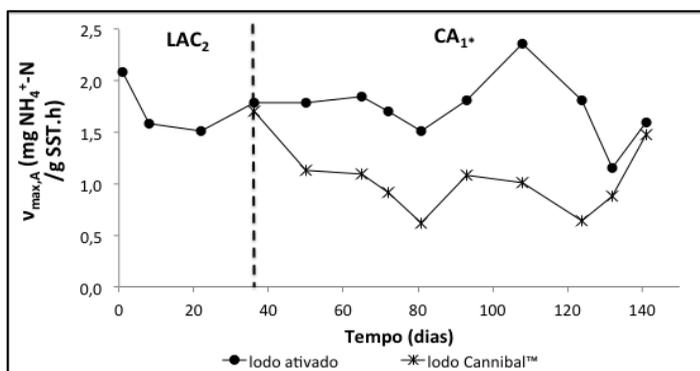


Mesmo comportamento foi reportado por Saby et al. (2003) e também verificado no estudo prévio realizado no Sistema Experimental I (reatores em bancada). Durante a aplicação do processo OSA com 16 horas de anaerobiose foi observada a redução na atividade da biomassa. Entretanto, Wang et al. (2008) evidenciaram um aumento da atividade bacteriana em

condições aeróbias após submeter o lodo a 8 horas de anaerobiose, assim como verificado no processo OSA com 10 horas de anaerobiose (reatores em bancada), sugerindo-se que quanto maior o tempo de condição anaeróbia maior a tendência de redução da atividade da biomassa, possivelmente devido aos baixos valores de ORP alcançados nos sistemas com maior tempo em condições anaeróbias.

O comportamento da biomassa autótrofa no lodo ativado e no lodo Cannibal[®] com relação à velocidade máxima específica de consumo do substrato está apresentado na Figura 21. Observa-se que as bactérias autótrofas que se encontram sob condições anaeróbias sofrem uma redução na cinética de remoção do substrato. Este mesmo efeito não é mantido sob condições aeróbias, levando-se em consideração somente a biomassa do lodo ativado. Nota-se que a velocidade de consumo específica se mantém no intervalo verificado no período controle (LAC_2), mesmo havendo redução durante a fase anaeróbia. Quando retomada a condição aeróbia, a atividade dos microrganismos se reestabelece, assumindo-se assim que o sistema Cannibal[®] não interfere de maneira considerável na atividade da biomassa autótrofa.

Figura 21 - Variação da velocidade específica de consumo do substrato pelas bactérias autótrofas no lodo ativado e no lodo Cannibal[®] antes (LAC_2) e após (CA_{1*}) a repartida do sistema Cannibal[®].

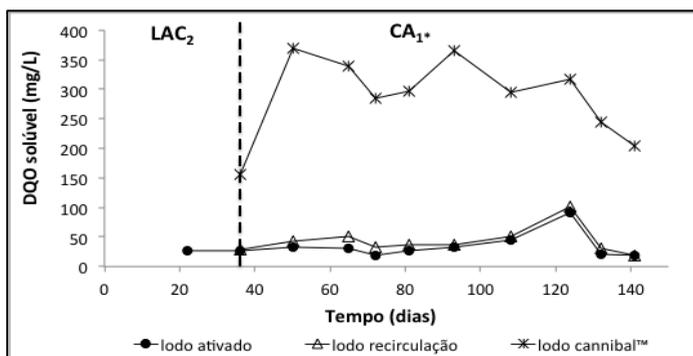


4.3.4 Solubilização dos compostos orgânicos no reator anaeróbio

Na Figura 22 tem-se a DQO solúvel determinada nas amostras de lodo. Os valores de DQO solúvel no lodo ativado e no lodo de recirculação apresentaram-se sempre inferiores a $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Em contrapartida, no lodo Cannibal[®] o valor médio de DQO solúvel foi de $308 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Os processos de degradação do lodo e a lise celular que ocorrem no interior do reator anaeróbio resultam na produção de um novo substrato solúvel, o qual será degradado no tanque de oxidação quando recirculado ao início do tratamento.

O quantitativo de DQO solúvel não foi constante no tempo, possivelmente devido à influência da flexibilidade operacional do sistema Cannibal[®], uma vez que a alimentação e a descarga e ainda a homogeneização do sistema eram feitas de modo que pudessem ser adiadas ou anuladas, caso viessem a interferir na operação regular da ETE. Se a amostragem é feita em um instante imediatamente sucessivo à alimentação do sistema Cannibal[®], o acúmulo de compostos solúveis será tendencialmente inferior à amostra de lodo que possui maior tempo de residência no reator anaeróbio. Tendo-se como referência a concentração de DQO solúvel no lodo de recirculação (afluente do sistema Cannibal[®]), a DQO solúvel média produzida durante a retenção da biomassa em condição anaeróbia foi de $263 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Figura 22 – Concentração de DQO solúvel nas amostras de lodo da ETE Levico.

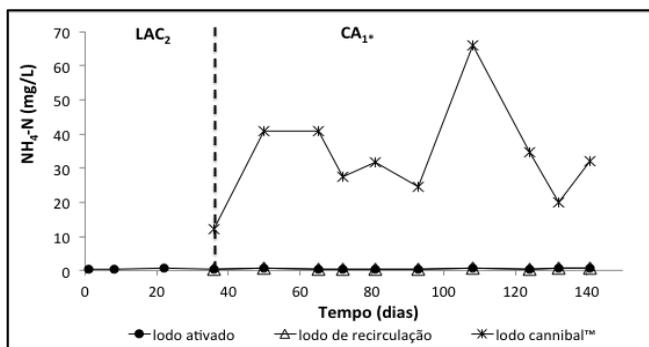


Segundo Saby et al. (2003), a DQO solubilizada no reator anaeróbio do processo OSA pode estar relacionada à morte celular. Nesse sentido, considera-se que o reator anaeróbio promove a lise celular, e uma vez retornada ao reator principal aerado, a DQO solubilizada atua como fonte de substrato, suportando o crescimento críptico, o que resultaria em uma redução global da produção de lodo.

Nas Figuras 23 e 24 estão apresentadas as concentrações de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, fósforo total e ortofosfato, respectivamente, presentes nas amostras de lodo.

A diferença na concentração de amônia entre as amostras de lodo é evidente. Os valores médios para lodo ativado e para lodo de recirculação apresentam-se equivalentes e iguais a $0,43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, concentração baixa e compatível com as concentrações verificadas no efluente. Já o lodo Cannibal[®] apresentou uma concentração média de $36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O aumento na concentração de amônia presente no lodo no interior do reator anaeróbio confirma a ocorrência de solubilização dos compostos orgânicos nitrogenados possivelmente devido à lise da biomassa.

Figura 23 – Concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nas amostras de lodo da ETE Levico.



As concentrações de fósforo total (PT) no lodo ativado permaneceram sempre inferiores às encontradas nas amostras de lodo de recirculação e lodo Cannibal[®], com valores médios de 119, 248 e 242 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Embora exista uma oscilação nas concentrações

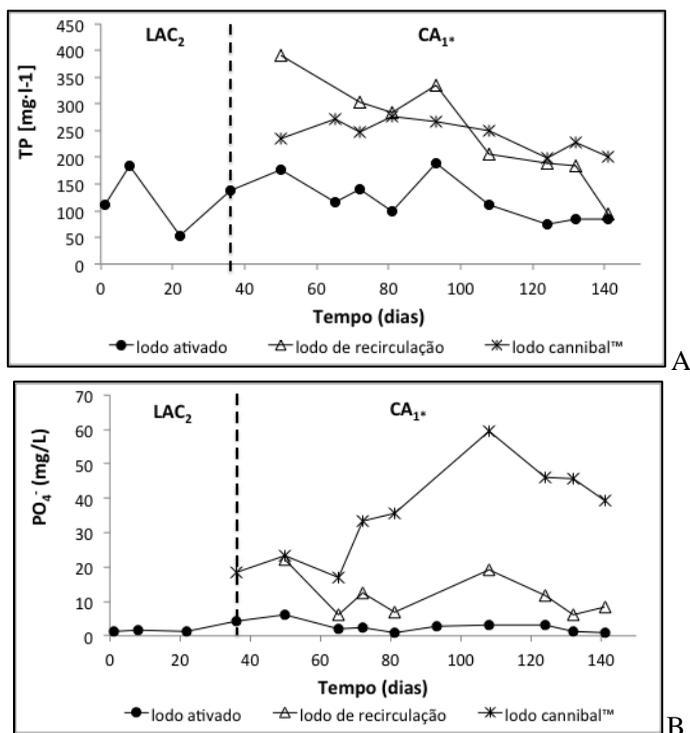
de PT ao longo do período monitorado, os valores médios encontrados no lodo de recirculação e no lodo Cannibal[®] foram bastante similares.

Com relação ao ortofosfato, os valores médios encontrados foram de 3 mg·L⁻¹ para lodo ativado, 14 mg·L⁻¹ para lodo de recirculação e 44 mg·L⁻¹ para lodo Cannibal[®]. Sob condições anaeróbias, é constatada a hidrólise parcial, porém expressiva, dos compostos mais complexos de fósforo à sua forma prontamente assimilável, com percentuais de 2% para lodo ativado, 6% pra lodo de recirculação e 22% para o lodo Cannibal[®], levando-se em consideração os valores de fósforo total. A maior liberação de fosfato em condições anaeróbias pode ser atribuída ao aumento da população de poli-P. Segundo Goel e Noguera (2006), o ambiente anaeróbio favorece o crescimento dos organismos acumuladores de polifosfato que são capazes de realizar o ciclo de remoção biológica do fósforo.

No entanto, o comportamento do fósforo nos sistemas biológicos de redução de lodo ainda não está totalmente elucidado. Apesar de verificada a remoção de fósforo de 60-70% neste estudo, podendo-se chegar a 90% (DATTA et al., 2009), a presença do reator anaeróbio (na sua configuração OSA, $\theta_c=7-10$ horas) pode afetar o mecanismo de remoção biológica do fósforo. Alguns estudos revelaram aumentos nas concentrações de fosfato no efluente (FOLADORI et al., 2010).

A solubilização dos compostos orgânicos que ocorre no reator anaeróbio pode ser comparada com a solubilização alcançada nos tratamentos físico-químicos. Entretanto, uma importante diferença entre a solubilização nestes diferentes processos é que durante a solubilização no sistema Cannibal[®] as culturas microbianas não são destruídas. Nesse sentido, uma das vantagens do sistema Cannibal[®] na redução da produção de lodo é o estabelecimento de uma comunidade microbiana que contribui também para a remoção de nutrientes, através do incremento da população no reator anaeróbio, mas que será transferida e estabelecida no reator principal devido à recirculação do lodo (GOEL e NOGUERA, 2006).

Figura 24 – Concentração de A) Fósforo total e B) Ortofosfato nas amostras de lodo da ETE Levico.



Como conclusões do estudo têm-se:

- ✓ O monitoramento intensivo da ETE Levico permitiu identificar as interferências do sistema Cannibal[®] no tratamento global. As análises respirométricas da biomassa determinaram que o sistema influi principalmente na atividade da biomassa heterótrofa, promovendo uma desaceleração na sua cinética, em média de 36%, para o período de repartida do sistema Cannibal[®] com relação ao período controle (LAC₂). Foi possível observar ainda um aumento da concentração dos compostos solúveis como DQO, amônia e ortofosfato no interior do reator anaeróbio.

✓ A partir do balanço de massa constatou-se que o sistema Cannibal[®] foi responsável por uma redução de lodo variável no tempo, e globalmente inferior aos valores reportados na literatura. Os resultados indicaram que os possíveis mecanismos de redução da produção de lodo foram a desaceleração da cinética de crescimento da biomassa associada à solubilização dos compostos orgânicos, que através do fenômeno de lise conduziram à produção de um substrato biodegradável passível de degradação no reator principal.

4.4. IDENTIFICAÇÃO DOS MECANISMOS ATUANTES NO SISTEMA CANNIBAL[®] ⁴

4.4.1 Distribuição do número de células ao longo do período monitorado

A avaliação do status fisiológico das células bacterianas no lodo em termos de viabilidade, atividade, morte e lise celular foram investigadas por meio da análise de citometria de fluxo, a fim de verificar mudanças na biomassa ocasionadas pela exposição a condições aeróbias e anaeróbias, com o objetivo de obter novas informações sobre os mecanismos de redução de lodo no sistema OSA.

4.4.1.1 Células totais

O número de células totais foi calculado como sendo a soma das células viáveis e das células mortas, conforme o esquema apresentado na Figura 13 (item 3.2.1.). O número de células totais foi de $(5,9 \pm 0,6) \times 10^{12}$ células·L⁻¹ no lodo ativado, $(10,6 \pm 1,0) \times 10^{12}$ células·L⁻¹ no lodo de recirculação e $(12,1 \pm 1,2) \times 10^{12}$ células·L⁻¹ no lodo Cannibal[®].

A distribuição do número total de células expressa por unidades de SST durante os três testes em bateladas está apresentada na Figura 25. Os

⁴ Os resultados apresentados neste subitem fazem parte do quarto artigo elaborado neste estudo, o qual apresenta os mecanismos de redução de lodo atuantes no sistema OSA. O mencionado artigo intitula-se “CONCERNING THE ROLE OF CELL LYSIS-CRYPTIC GROWTH IN ANAEROBIC SIDE-STREAM REACTORS: THE SINGLE-CELL ANALYSIS OF VIABLE, DEAD AND LYSSED BACTERIA”, publicado na revista científica “Water Research”, v. 74, 2015/doi:10.1016/j.watres.2015.01.042.

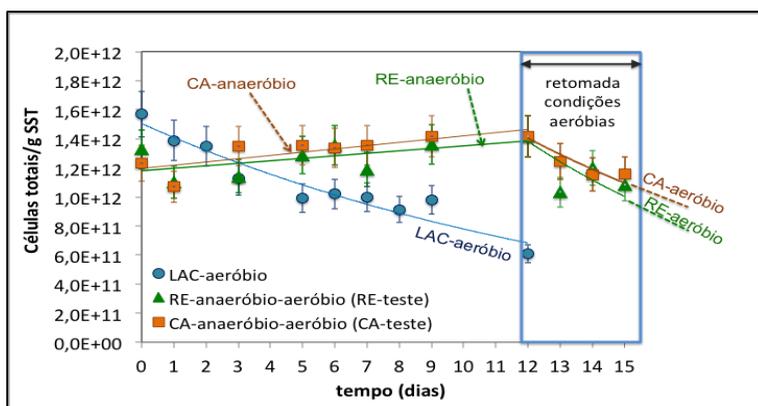
testes com lodo Cannibal[®] (CA-teste) e com lodo de recirculação (RE-teste) são os que apresentam os efeitos da transição entre as condições anaeróbias e aeróbias. Já o teste com lodo ativado, que foi continuamente aerado, serviu como teste controle.

Observando-se a Figura 25, é possível notar uma diferença entre os testes realizados em anaerobiose (CA-teste e RE-teste) e o teste controle. O teste com lodo ativado em condição aeróbia apresentou uma redução progressiva do número total de células ao longo do tempo, segundo a função exponencial apresentada na equação 17:

$$CT = CT_0 \cdot e^{-b_{CT} \cdot t} \quad (17)$$

onde CT_0 é o número de células totais no $t=0$ e $b_{CT}=0,07\pm 0,01 \text{ d}^{-1}$ é a taxa de decaimento das células totais.

Figura 25 – Células totais: perfis dos testes em bateladas.



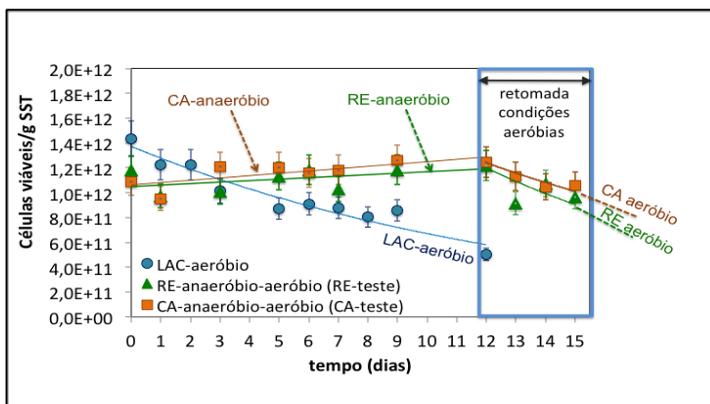
Comportamento diverso foi verificado nos testes CA-teste e RE-teste durante a fase anaeróbia. Neste período o número total de células não diminuiu. No entanto, após iniciada a fase aeróbia com estas amostras de lodo, observa-se uma redução no número total de células. Durante a fase aeróbia no teste com lodo Cannibal[®], a concentração de células totais passou de $1,42 \times 10^{12}$ células·g SST⁻¹ (no dia 12) para $1,15 \times 10^{12}$ células·g SST⁻¹ após dois dias em condições aeróbias, com uma redução de $0,27 \times 10^{12}$ células·g SST⁻¹ (19% de redução). O mesmo comportamento foi

verificado no teste com lodo de recirculação: 15% de redução com dois dias de fase aeróbia. As taxas de decaimento das células totais na fase aerada foram de $b_{CT} = 0,11 \pm 0,08 \text{ d}^{-1}$ para RE-teste e $b_{CT} = 0,08 \pm 0,02 \text{ d}^{-1}$ para CA-teste.

4.4.1.2 Células viáveis

A variação do número de células viáveis nos três testes em bateladas está apresentada na Figura 26. O comportamento do número de células viáveis é bastante semelhante àquele verificado no perfil das células totais (Figura 25). Isto é devido ao fato de que a maior parte do número de células totais é constituída por células viáveis. A concentração de células viáveis no início do teste variou no intervalo entre $1,0 \times 10^{12}$ a $1,4 \times 10^{12}$ células·g SST⁻¹, o que corresponde a 87-92% das células totais.

Figura 26 – Células viáveis: perfis dos testes em bateladas.



No teste aerado com lodo ativado o número de células viáveis diminuiu progressivamente no tempo de acordo com a função exponencial da equação 18:

$$CV = CV_0 \cdot e^{-b_{cv} \cdot t} \quad (18)$$

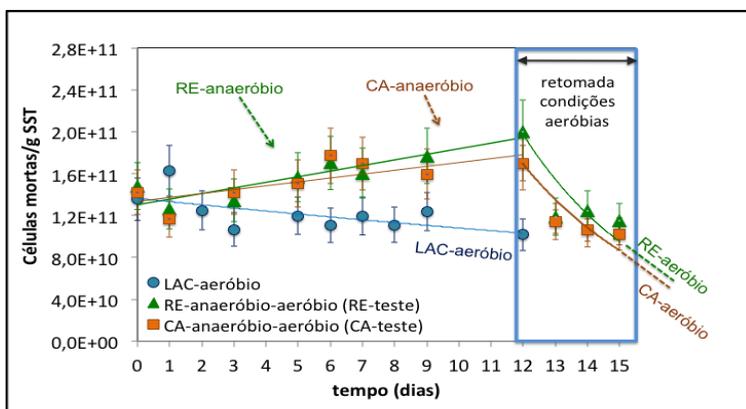
onde CV_0 é o número de células viáveis no $t=0$ e b_{CV} é a taxa de decaimento das células viáveis igual a $0,07 \pm 0,02 \text{ d}^{-1}$, sendo esta bastante similar ao valor encontrado para as células totais ($b_{CT} = 0,07 \pm 0,01 \text{ d}^{-1}$).

Nos testes com lodo de recirculação e lodo Cannibal[®], as células viáveis não apresentaram redução durante a fase anaeróbia. Após iniciada a fase aerada, o número de células diminuiu gradualmente, apresentando as seguintes taxas de decaimento: $b_{CV} = 0,10 \pm 0,07 \text{ d}^{-1}$ para lodo de recirculação e $b_{CV} = 0,07 \pm 0,02 \text{ d}^{-1}$ para lodo Cannibal[®].

4.4.1.3 Células mortas

Os perfis das células mortas durante os testes estão apresentados na Figura 27. A concentração de células mortas no início do teste variou no intervalo entre $1,3-1,5 \times 10^{11}$ células·g SST⁻¹.

Figura 27 – Células mortas: perfis dos testes em bateladas.



Uma diferença significativa pode ser observada quando comparados os perfis de células mortas sob condições anaeróbias e aeróbias. O número de células mortas diminuiu ligeiramente no teste controle com lodo ativado, passando de $1,4 \times 10^{11}$ células·g SST⁻¹ (t=0) para $1,0 \times 10^{11}$ células·g SST⁻¹ após 12 dias de teste. Esta redução é descrita pela curva exponencial apresentada na equação 19:

$$CM = CM_0 \cdot e^{-b_{CM} \cdot t} \quad (19)$$

onde CM_0 é o número de células mortas no t=0 e b_{CM} é a taxa de decaimento das células mortas sendo igual a $0,02 \pm 0,02 \text{ d}^{-1}$, valor muito menor do que os verificados no decaimento das células totais e viáveis.

Inversamente, um aumento no número de células mortas foi verificado durante as fases anaeróbias dos testes com lodo Cannibal[®] e lodo de recirculação. No RE-teste o número de células mortas passou de $1,4 \times 10^{11}$ células·g SST⁻¹ no t=0 para $2,0 \times 10^{11}$ células·g SST⁻¹ após 12 dias de teste (aumento de 43%). O aumento da concentração de células mortas no teste com lodo de recirculação sob condições anaeróbias pode ser explicado pela característica da amostra, apresentando-se mais fresca e reativa quando comparada à amostra de lodo Cannibal[®], a qual é proveniente diretamente do sistema anaeróbio estando já residente nesta condição por 7 dias. O aumento no número de células mortas no teste com lodo de recirculação demonstra que as células danificadas acumulam-se no lodo sob condições anaeróbias, mantendo suas estruturas sem sofrer lise.

Apenas iniciada a fase aeróbia nos testes CA-teste e RE-teste, a concentração de células mortas diminui imediatamente, apresentando $1,1 \times 10^{11}$ células·g SST⁻¹ com apenas um dia de aerobiose, redução de 30% das células mortas, indicando o rápido processo de lise ocorrido na fração de células mortas.

O rápido decréscimo no número de células mortas resulta em um valor bastante expressivo para a taxa de decaimento das células mortas (b_{CM}) sob condições aeróbias ($b_{CM} = 0,24 \pm 0,12 \text{ d}^{-1}$ para lodo de recirculação e $b_{CM} = 0,21 \pm 0,08 \text{ d}^{-1}$ para lodo Cannibal[®]). Portanto, a transição entre condições anaeróbias e aeróbias resulta como sendo muita mais efetiva para o decaimento das células mortas, do que a contínua aeração da biomassa, onde a taxa de decaimento foi de $b_{CM} = 0,02 \pm 0,02 \text{ d}^{-1}$.

Apesar da elevada taxa de decaimento das células mortas nos testes anaeróbios-aeróbios, a contribuição das células mortas na redução de lodo tem um papel limitado, uma vez que as células mortas representam apenas 8-13% das células totais presentes nas amostras.

4.4.1.4 Células ativas

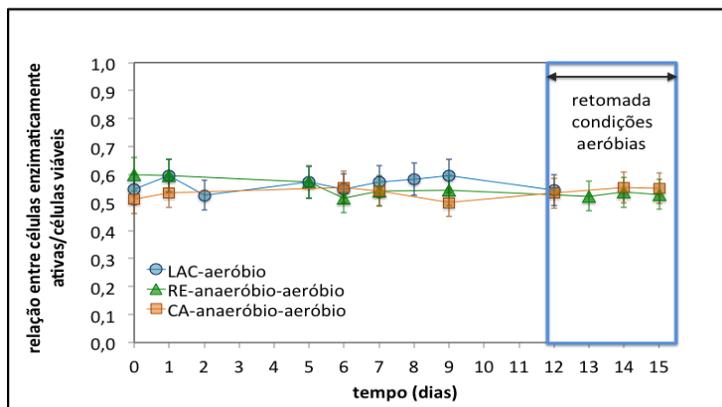
A identificação das células ativas presente nas amostras de lodo foi realizada através da quantificação das células que apresentavam atividade enzimática, utilizando-se o corante BCECF-AM. Foi observado um

grande percentual de células com atividade esterase, correspondendo aproximadamente 50% das células viáveis.

Embora o ambiente anaeróbio possa ser considerado um ambiente estressante para as células bacterianas, a atividade enzimática (esterase) praticamente não mudou durante as condições anaeróbias para ambas as amostras (CA-teste e RE-teste). A relação entre as células ativas e as células viáveis (Figura 28) permaneceu constante em todos os testes, mesmo durante a transição entre as fases anaeróbias e aeróbias.

Portanto, a atividade enzimática não foi particularmente afetada pelos ciclos de transição entre as condições anaeróbias e aeróbias, e manteve-se em um percentual tão elevado quanto o teste completamente aerado (teste controle).

Figura 28 – Percentual das células ativas nos testes em bateladas.



4.4.2 Solubilização de DQO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ao longo do período monitorado

A concentração de DQO solúvel ao início do teste ($t=0$) era de $44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o lodo ativado e o lodo de recirculação, respectivamente, enquanto que o lodo Cannibal[®] no mesmo $t=0$ apresentava uma concentração de $294 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, devido à sua longa permanência sob condições anaeróbias (tempo de retenção hidráulica no sistema Cannibal[®] de 7 dias).

A aplicação da fase anaeróbia (RE-teste e CA-teste) produziu um aumento progressivo na concentração de DQO solúvel, alcançando valores de $549 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no lodo de recirculação e $586 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no lodo Cannibal[®], enquanto que no teste completamente aerado a concentração manteve-se constante (Figura 29A).

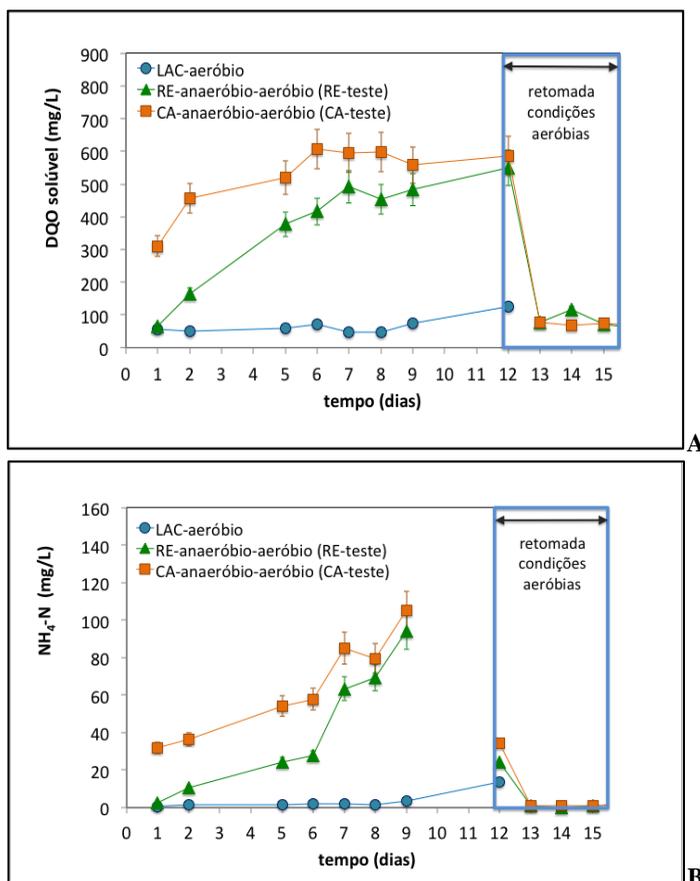
Comportamento semelhante foi verificado para a concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, que apresentou um grande aumento sob condições anaeróbias, alcançando valores de $94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o lodo de recirculação e $105 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o lodo Cannibal[®] (Figura 29B). Entretanto, as concentrações de amônia mantiveram-se consistentemente baixas no teste aeróbio.

Estas observações estão de acordo com os estudos realizados por Novak et al. (2007), que observaram a solubilização de compostos orgânicos ligados a íons ferro, particularmente as proteínas, dentro do sistema anaeróbio, e por Park et al. (2006) que verificaram a geração de proteínas solúveis e a produção de amônia em lodo digerido anaerobicamente. A solubilização da DQO e da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ sob condições anaeróbias demonstra que o lodo, mantido por longo período no sistema anaeróbio, conserva uma grande capacidade de hidrólise, similar à hidrólise enzimática detectada dentro das células bacterianas (medida pela coloração com BCECF-AM mostrada no item 4.4.1.4).

Na sequência, quando os testes com lodo de recirculação e lodo Cannibal[®] são passados à condição aeróbia, o que se observa é um rápido consumo dos compostos solubilizados. A DQO solúvel foi oxidada, em apenas um dia de monitoramento, alcançando valores abaixo de $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, enquanto que a amônia foi nitrificada e baixou para concentrações inferiores a $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 29).

Desse modo, pode-se esperar que em sistemas operando o processo OSA, os compostos solúveis sejam degradados em condições aeróbias, quando o lodo é retornado do sistema anaeróbio para o reator principal (tanque de aeração).

Figura 29 – Perfis de DQO solúvel (A) e de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (B) nos testes em bateladas.



Novak et al. (2007) verificaram que as ligações entre compostos orgânicos e os íons ferro não podem ser desfeitas sobre condições completamente aeradas: mesmo com elevada idade do lodo (sistema de aeração prolongada ou digestão aeróbia), é necessário submeter a biomassa a condições anaeróbias para que a solubilização ocorra. Igualmente, Chon et al. (2011) observaram que alguns compostos orgânicos não podem ser degradados via digestão anaeróbia separada; é

necessário uma sequência de condições aeróbias-anaeróbias para se alcançar a biodegradabilidade do lodo.

4.5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DO ITEM 4.4.

4.5.1 O número de células bacterianas não diminui sob condições anaeróbias

O número de células totais e células viáveis não diminui durante os testes anaeróbios (Figuras 25 e 26 – totais e viáveis).

A liberação de compostos orgânicos solúveis e amônia sob condições anaeróbias, mostrada nas Figuras 29A e 29B, permitiu constatar que seria errôneo considerar o sistema Cannibal[®] (condições anaeróbias) como sendo completamente ausente de substrato, onde a biomassa estaria sob condições de escassez de alimento. Estes compostos estão solúveis no meio líquido e disponíveis para consumo dentro do próprio reator anaeróbio. Entretanto, quando se observa o crescimento da biomassa neste meio, o que se constata é que sob condições anaeróbias as bactérias não apresentam um crescimento expressivo, como verificado no baixo ou desprezível aumento no número de células viáveis (Figura 26).

Zhou et al. (2015), utilizando pirosequenciamento, demonstraram que sob condições anaeróbias, ocorre uma evolução das espécies bacterianas presentes na biomassa, aumentando os organismos de baixo crescimento, que apresentam uma baixa produção de lodo. A seleção destes organismos foi observada em ETE operando zonas aeróbias-anaeróbias. Dentre estes organismos, pode-se citar as bactérias fermentadoras, que possuem habilidade para degradar os flocos e acelerar o decaimento do lodo (GOEL e NOGUERA, 2006; QUAN et al., 2012; LI et al., 2014).

O número de células mortas aumentou expressivamente (43%) durante os 12 dias de teste em condição anaeróbia para o lodo de recirculação (Figura 27). Embora isto indique que algum tipo de dano às células pode estar ocorrendo sob condições anaeróbias, as células danificadas não sofrem lise celular.

4.5.2 Decaimento das células bacterianas em condições aeróbias

É possível observar um decaimento das células totais, células viáveis e células mortas quando iniciada a fase aeróbia nos testes com lodo de recirculação e lodo Cannibal[®], após os 12 dias de condições anaeróbias. Na Tabela 29 têm-se as taxas de decaimento calculadas sob condições aeróbias para RE-teste e CA-teste, comparando estes testes com o teste em aeração contínua (teste controle com lodo ativado). As taxas de decaimento foram calculadas segundo uma curva exponencial comumente usada para descrever o decaimento endógeno em modelos de lodos ativados (HENZE et al., 1999). As taxas de decaimento indicadas na Tabela 29 referem-se ao decaimento das células bacterianas: estes valores podem diferir de outros valores de referência, que geralmente levam em consideração o decaimento da biomassa, o que inclui as células bacterianas e a matéria orgânica.

Tabela 29 – Taxas de decaimento das células totais, células viáveis e células mortas sob condições aeróbias.

Teste	Condição	Decaimento células totais b_{CT} (d^{-1})	Decaimento células viáveis b_{CV} (d^{-1})	Decaimento células mortas b_{CM} (d^{-1})
LAC-aeróbio	Aeróbia	0,07±0,01	0,07±0,02	0,02±0,02
RE-anaeróbio-aeróbio	Aeróbia	0,11±0,08	0,10±0,07	0,24±0,12
CA-anaeróbio-aeróbio	Aeróbia	0,08±0,02	0,07±0,02	0,21±0,08

Durante o decaimento celular, o crescimento críptico pode ocorrer. Portanto, os valores para as taxas de decaimento expressos na Tabela 29 podem ter sido subestimados em relação aos valores reais; assume-se, então, uma taxa de decaimento líquida. Os valores indicados na Tabela 29 podem não ser comparáveis aos valores de literatura para o decaimento endógeno se este parâmetro foi medido com outros métodos.

Comparando as taxas de decaimento das células totais medidas na fase aeróbia para os três testes, nenhuma diferença significativa foi observada e os valores de b_{CT} variaram entre 0,07 e 0,11 d⁻¹.

Com relação às células viáveis, as taxas de decaimento (b_{CV}) medidas na fase aeróbia foram muito similar às taxas de decaimento das células totais, com valores variando na faixa de 0,07 a 0,10 d⁻¹. Troiani et al. (2011) confirmaram que a taxa de decaimento endógeno não é particularmente melhorada no reator anaeróbio, enquanto que uma maior taxa de decaimento é observada no tanque de oxidação.

As taxas de decaimento das células mortas (b_{CM}) medidas na fase aeróbia assumiram a seguinte relação: taxa do RE-teste aproximadamente igual à taxa do CA-teste, enquanto que estas duas foram muito maiores do que a taxa verificada no lodo ativado. Os valores de b_{CM} no lodo de recirculação e no lodo Cannibal[®] foram uma ordem de magnitude maiores que no teste com lodo ativado. Portanto, a transição da condição anaeróbia para aeróbia permite aumentar a taxa de decaimento aeróbia das células mortas, contribuindo para um aumento da lise celular.

Na transição da anaerobiose para aerobiose, ou na aplicação da recirculação do lodo entre os reatores aeróbio e anaeróbio, apenas a fase aeróbia contribui para a redução das bactérias, devido ao aumento considerável da taxa de decaimento aeróbio encontrado nesta condição, as que é, todavia, otimizada pela submissão da biomassa à condição anaeróbia.

A importância da recirculação do lodo entre o reator anaeróbio e o tanque de oxidação principal tem sido confirmada na literatura (SEMBLANTE et al., 2014). A redução da biomassa é maximizada quando o lodo retorna ao reator principal, onde ocorre o decaimento (CHON et al., 2011; KIM et al., 2012).

Kim et al. (2012) operando um reator anaeróbio com tempo de retenção hidráulica de 10 dias, observaram que o tanque de aeração principal e o reator anaeróbio possuem comunidades bacterianas diferentes, embora estes sistemas estejam conectados via contínua recirculação do lodo. O lodo permanece durante grande período de tempo em condição anaeróbia

(aproximadamente 10 dias), o que é tempo suficiente para estabelecer modificações na sua estrutura e composição.

Chon et al. (2011) observaram que o número de alguns microrganismos anaeróbios aumenta no reator anaeróbio com a contínua recirculação do lodo. Li et al. (2014) verificaram que algumas bactérias fermentativas, como *Clostridium* e *Stenotrophomonas*, intensificam-se na zona anaeróbia, e desaparecem na zona aeróbia. Estas observações reforçam a suposição de que os microrganismos anaeróbios desenvolvidos no reator anaeróbio são submetidos ao estresse e lise celular quando as condições aeróbias são restauradas, após a recirculação ao tanque de aeração principal.

Além disso, o papel dos microrganismos obrigatoriamente aeróbios não pode ser negligenciado, os quais possivelmente não sobrevivem em condições anaeróbias e podem eventualmente serem lisados quando retornados a condição aeróbia. Entretanto, estudos futuros devem ser desenvolvidos com intuito de confirmar estas teorias e distinguir o papel dos microrganismos aeróbios e anaeróbios no sistema Cannibal[®].

4.5.3 O papel quantitativo da lise celular

A lise celular é um processo no qual as estruturas das células bacterianas são completamente rompidas e então os compostos intracelulares são liberados no meio líquido. A quantidade de DQO solúvel originada pela lise celular pode ser teoricamente estimada usando o cálculo descrito no Apêndice A2, uma vez que o número de células lisadas é conhecido por meio do cálculo da redução do número de células totais (item 4.4.1.1). Embora este cálculo não seja perfeitamente preciso, pois algumas incertezas permanecem como em relação ao conteúdo de carbono e ao biovolume, ele permite obter pelo menos uma aproximação grosseira da DQO produzida pela lise celular e, portanto, contribui para um melhor entendimento da redução de lodo neste sistema.

A concentração de bactérias lisadas no lodo de recirculação após dois dias de condições aeróbias (calculada a partir da taxa de decaimento das células totais) foi de $0,30 \times 10^{12}$ células·g SST⁻¹, o que corresponde a

aproximadamente 57 mg DQO·g SST⁻¹ ou 464 mg DQO·L⁻¹ produzidos a partir da lise celular.

4.5.4 Proposta do conceito de hidrólise anaeróbia do lodo e lise celular aeróbia

A solubilização da DQO sob condições anaeróbias (Figura 29A) e a ocorrência da lise celular sob condições aeróbias (Figura 25) no lodo de recirculação e no lodo Cannibal[®] podem ser explicadas por dois tipos de reações:

1) sob condições anaeróbias – ocorre a hidrólise da porção não bacteriana da matéria orgânica, como os compostos ligados ao íon ferro, ou a fermentação de compostos de elevado peso molecular a ácidos graxos voláteis e álcoois, dando como resultado o acúmulo de DQO biodegradável solúvel;

2) sob condições aeróbias: ocorre a oxidação da DQO anaerobicamente solubilizada, e a lise celular e posterior oxidação dos compostos biodegradáveis lisados.

Na Tabela 30 têm-se as concentrações de DQO solúvel produzida a partir da lise celular durante a fase aeróbia nos três testes em bateladas.

A concentração de DQO solúvel foi de 549 e 586 mg·L⁻¹ para o lodo de recirculação e lodo Cannibal[®], respectivamente (Figura 29A). Estas concentrações foram alcançadas durante os 12 dias de condições anaeróbias, estando associadas à solubilização do lodo sem lise celular (Tabela 30). Com relação à composição da fração orgânica do lodo, a massa de células viáveis e mortas representam respectivamente 20% e 2% da DQO particulada, enquanto que a fração restante (78% da DQO particulada do lodo) é considerada material não bacteriano.

A lise celular ocorrida durante a fase aeróbia nos testes com lodo de recirculação e lodo Cannibal[®] produziu uma quantidade similar de DQO solúvel (393 e 464 mg·L⁻¹, respectivamente) após dois dias de aerobiose (Tabela 30).

Nesse sentido, pode-se afirmar que o lodo sofre hidrólise anaeróbia e lise celular aeróbia, sendo que os dois mecanismos são independentes e ocorrem em diferentes estágios do tratamento, mas contribuem similarmente para redução do lodo.

Tabela 30 – Liberação de DQO solúvel nos testes devido a hidrólise do lodo ou lise celular.

Teste	Condição	DQO solúvel devido a hidrólise do lodo (mg·L ⁻¹)	DQO solúvel devido a lise celular (mg·L ⁻¹)
LAC-aeróbio	Aeróbia	-	483 (após 12 dias)
RE-anaeróbio-aeróbio	Anaeróbia	549 (após 12 dias)	-
	Aeróbia	-	250 (após 1 dia) 464 (após 2 dias)
CA-anaeróbio-aeróbio	Anaeróbia	586 (após 12 dias)	-
	Aeróbia	-	194 (após 1 dia) 393 (após 2 dias)

O importante papel da solubilização da DQO sob condições anaeróbias tem sido confirmado na literatura (NOVAK et al., 2003; NOVAK et al., 2007; CHON et al., 2011), sugerindo que este é um dos mais importantes mecanismos de redução de lodo. A solubilização sob condições anaeróbias foi verificada na liberação de compostos orgânicos associados a íons ferro e íons alumínio, ou pela fermentação de compostos particulados, enquanto que a lise celular não foi considerada. Os resultados do presente estudo confirmaram estas observações, uma vez que a solubilização do lodo ocorreu em condições anaeróbias sem lise celular, evidenciando o papel dos compostos não bacterianos.

O papel da lise celular durante a fase aeróbia, a qual causa a liberação de uma quantidade comparável de DQO solúvel no meio líquido, foi apresentado pela primeira vez neste estudo. Em ambos os fenômenos (hidrólise anaeróbia do lodo e lise celular aeróbia) a degradação da DQO solúvel ocorre no tanque de aeração principal, onde a fração biodegradável é oxidada e convertida a H₂O, CO₂, etc., contribuindo nesse sentido para a redução do lodo.

Segundo Chon et al. (2011a), aproximadamente metade da redução de lodo global ocorre no tanque de oxidação, enquanto que a outra metade é diretamente alcançada no reator anaeróbio. Estas proporções estão de acordo com o conceito de hidrólise anaeróbia do lodo e lise celular aeróbia apresentados neste estudo.

A sequência de condições aeróbia e anaeróbia (lodo ativado e sistema OSA) é muito mais efetiva do que o sistema de lodo ativado e digestão convencionais (condições aeróbia e anaeróbia usados separadamente) em termos de redução de lodo (CHON et al., 2011). Além disso, Coma et al. (2013) operando um sistema OSA piloto, constataram que a redução de lodo pode ser alcançada por meio de passagens rápidas do lodo em condições aeróbias e anaeróbias.

Como conclusões do estudo têm-se:

- ✓ A avaliação do status fisiológico das células no lodo e as mudanças ocasionadas pela exposição às condições aeróbias e anaeróbias permitiu obter novas informações sobre os mecanismos de redução de lodo no sistema OSA. Os presentes dados confirmam a solubilização dos compostos orgânicos não bacterianos em condições anaeróbias, com o elevado aumento da DQO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ solúvel no lodo tratado anaerobicamente. Os resultados indicam, ainda, que o decaimento e a lise celular ocorrem principalmente em condições aeróbias.
- ✓ Os dois mecanismos independentes que contribuem igualmente para a redução de lodo são: hidrólise anaeróbia do lodo e lise celular aeróbia. A transição entre condições anaeróbias e aeróbias parece ser o ponto chave para a redução de lodo nos sistemas do tipo OSA. Os ciclos repetidos entre estas condições podem reduzir a produção de lodo global, mesmo se o crescimento críptico está presente.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este estudo apresentou como principal objetivo estudar processos físico-químicos e biológicos para redução da produção de lodo em sistemas de lodos ativados e identificar o mais promissor baseado na sua eficiência e interferência no tratamento do efluente, apresentando seus mecanismos de ação e verificando os potenciais fatores de otimização do processo. Diante dos resultados apresentados, e respondendo a hipótese proposta nesta pesquisa, foi possível concluir que:

- ✓ As diferentes alternativas de redução de lodo testadas podem efetivamente diminuir a produção de lodo, com eficiências da ordem de 25 a 75%. A cloração apresentou-se como uma opção não ideal para redução de lodo, uma vez que altera a qualidade do efluente e piora a sedimentabilidade do lodo, além de apresentar a menor redução do coeficiente de produção celular.
- ✓ O processo OSA mostrou-se eficiente na redução da produção de lodo, mantendo a eficiência do tratamento, ou até mesmo melhorando o seu rendimento, com aumento nas eficiências de remoção de substrato e nutrientes, além de apresentar eficiências na redução de lodo superiores a 50%. O processo apresentou-se viável devido à boa estabilidade.
- ✓ A avaliação da aplicação do sistema Cannibal[®] (variante do processo OSA) em escala real permitiu identificar alguns fatores de influência como a taxa de recirculação de lodo e a idade do lodo no sistema global. As duas configurações operadas (CA₁ e CA₂) permitiram concluir que o aumento do volume de lodo tratado anaerobicamente não contribui para a redução de lodo, sugerindo que o decaimento do lodo, devido ao aumento da idade do lodo, não seria o único e principal mecanismo de redução neste sistema.
- ✓ O sistema Cannibal[®] promoveu um aumento na idade do lodo global do sistema de tratamento do afluente, que juntamente com ciclos alternados entre condições aeróbias e anaeróbias, contribuem para a redução da produção de lodo neste sistema.
- ✓ O monitoramento intensivo da ETE Levico indicou que a redução da produção de lodo é da ordem de 10 a 30%, e pode estar

associada à desaceleração da cinética de crescimento da biomassa juntamente com a solubilização dos compostos orgânicos, que por meio do fenômeno de lise conduzem à produção de um substrato biodegradável passível de degradação no reator principal (tanque de aeração).

- ✓ A solubilização dos compostos orgânicos não bacterianos em condições anaeróbias é confirmada pelo aumento da DQO e NH_4^+ -N solúvel no interior do reator anaeróbio. A avaliação do status fisiológico das células no lodo indicam, ainda, que o decaimento e a lise celular ocorrem principalmente em condições aeróbias.
- ✓ A transição entre condições anaeróbias e aeróbias parece ser o ponto chave para a redução de lodo nos sistemas do tipo OSA. Os ciclos repetidos entre estas condições podem reduzir a produção de lodo global mesmo se o crescimento críptico estiver presente.

Algumas recomendações para futuras pesquisas são sugeridas:

- ✓ Baseado no fato de que a transição entre as condições anaeróbias e aeróbias é o ponto chave para a redução de lodo, propõe-se que sejam testados tempo de retenção de sólidos inferiores a 7 dias no reator anaeróbio, com a finalidade de verificar um potencial aumento na eficiência de redução, uma vez que o lodo estaria submetido a uma maior frequência do tratamento (frequência das condições de estresse).
- ✓ Uma vez que o esgoto sanitário apresenta um elevado percentual de DQO particulada inerte (30-40% de sólidos totais) que é acumulada no lodo limitando a eficiência de redução, seria interessante avaliar o custo-benefício do processo OSA associado à aplicação de um processo físico-químico que vise à decomposição desta parcela refratária do lodo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 12.209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro, 2011.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Daphnia sp. (Cladocera Crustacea)*. Rio de Janeiro, 2003.

AKERBOOM, R. K. BERGER, H. F. LUTZ, P. Folic acid reduces the use of secondary treatment additives in treating wastewater from paper recycling. *International Environmental Conference Book 1*, Portland, Oregon, EUA, 17-20 de Abril/1994, 9p.

ALBERTS, B. *Biologia molecular da célula*. Porto Alegre: Artmed, 2010.

AMANN, R. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: AKKERMAN, A.D.L. VAN ELSAS, J.D. DE BRUJIN, F.J. (eds). *Molecular microbial ecology manual*. p. 1-15, 1995.

AN, K. e CHEN, G. Chemical oxygen demand and the mechanism of excess sludge Reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process. *Journal of Environmental Engineering*, v. 134, n. 6, p. 469-477, 2008.

ANDERL, A. A vitamin for biological sewage treatment plants. *Biotechnologie*, n. 5, 1987.

ANDREOLI, C. V. LARA, A. I. FERREIRA, A. C. PEGORINI, E. S. ILHENFELD, R. G. K. Uso e manejo de esgoto na agricultura. Companhia de Saneamento do Paraná; Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 98p. 1999.

ANDREOLI, C.V. VON SPERLING, M. FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte; Companhia de Saneamento do Paraná, 483p. 2001.

ANDREOLI, C. V. (2002), A gestão de biosólidos no Paraná. *In*: Congresso Brasileiro de especialidades em medicina veterinária. AME-VE, Curitiba, Paraná, Brazil. 14-17 Maio 2002.

ANDREOTTOLA, G. FOLADORI, P. FERRAI, M. ZIGLIO, G. *Respirometria applicata alla depurazione delle acque. Principi e metodi.* Laboratorio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale – Università di Trento, 2002.

APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the examination of water and wastewater.* Washington, 2005, 21^a ed.

ARBRIGE, M. e CHESBRO, W.R. Very slow growth of *Bacillus polymyxa*: stringent responses and maintenance energy. *Arch. Microbiol.*, v. 132, n. 4, p. 338–344, 1982.

ARRUDA, L. B. Produção e operações de lodo nas ETE de SC. *In*: Seminário Catarinense de Tecnologias Sustentáveis para Uso dos Lodos de Estações de Tratamento, Florianópolis, Brasil, 9 e 10 outubro, 2014.

BARKER, D. J. e STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. *Water Research*, v. 33, n. 14, p. 3063-3082, 2001.

BENTO, A. P., SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L. S., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005.

BERTACCHI, C. Investigação da adição de desfolat em sistemas de lodo ativado para controle e redução do lodo gerado. 218p. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2005.

BISOONI, J. J. e LAWRENCE, A. W. M. Relationships Between Biological Solids Retention Time and Settling Characteristics of Activated Sludge, *Water Res.*, v. 5, p. 753-763, 1970.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil, 1997.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 375/06, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília: DF.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430/11, de 24 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília: DF.

CANLER, J.P. PERRET, J.M. DUCHÈNE, P. COTTEUX, E. *Aide au diagnostic des stations d'épuration pas l'observation microscopique des boues activées*. Cemagref Editions, 1999.

CHAVES, A. Bioquímica: cadeia respiratória. Pelotas: Ana Chaves, 2014. 23 slides: color, acompanha texto.

CHEN, G. H. MO, H. K., SABY, S. YIP, W. K., LIU, Y. Minimization of activated sludge production by chemically stimulated energy spilling. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 12, p. 189-200, 2000.

CHEN, G. H. SABY, S. DJAER, M. MO, H. K. New approaches to minimize excess sludge in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, v. 44, p. 203-208, 2001.

CHEN, G.H., YIP, W.K., MO, H.K., LIU, Y. Effect of sludge fasting/feasting on growth of activated sludge cultures. *Water Research.*, v. 35, p. 1029-1037, 2001.

CHEN, G. H. AN, K. J. SABY, S. BROIS, E. DJAFER, M. Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Research*, v. 37, p. 3855-3866, 2003.

CHEN, Y. X. YE, F. X. FENG, X. S. The use of 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide as a chemical uncoupler to reduce activated sludge yield. *Journal of Chem. Techn. and Biotech.*, v. 79, p. 111-116, 2004.

CHON, D. H. *Performance and mechanisms of excess sludge reduction in the CannibalTM process*, Master's Thesis, VPI & SU, VA. 71 p. 2005.

CHON, D.H., ROME, M., KIM, Y. M., PARK, K. Y., PARK, C. Investigation of the sludge reduction mechanism in the anaerobic side-stream reactor process using several control biological wastewater treatment processes. *Water Research*, v. 45, p. 6021-6029, 2011.

CHON, D. H. McNAMARA, R. KIM, H. S. PARK, K. Y. PARK, C. Investigating the mechanism of sludge reduction in activated sludge with an anaerobic side-stream reactor. *Water Science Technology*, v. 63, p. 93-99, 2011a

CHON, D.H. ROME, M.N. PARK, K.Y. PARK, C. (2012), Investigation of a new anaerobic side-stream reactor (ASSR) process for minimized sludge production at wastewater treatment systems. *In:* (ed) IWA World Water Congress & Exhibition, Busan, South Korea, 16-21 September 2012.

CHUDOBA, P. MOREL, A. CAPEDEVILLE, B. The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system. *Environ. Technol.*, v. 13, p. 761-770, 1992.

COMA, M. ROVIRA, S. CANALS, J. COLPRIM, J. Minimization of sludge production by a side-stream reactor under anoxic conditions in a pilot plant. *Bioresource Technology*, v. 129, p. 229-235, 2013.

COMA, M. ROVIRA, S. CANALS, J. COLPRIM, J. Integrated side-stream reactor for biological nutrient removal and minimization of sludge production. *Water Science and Technology*, v. 71, n. 7, p. 1056-1064, 2015.

DATTA, T. LIU, Y. GOEL, R. Evaluation of simultaneous nutrient removal and sludge reduction using laboratory scale sequencing batch reactors. *Chemosphere*, v. 76, p. 697-705, 2009.

DAUDT, G. C. Análise Comparativa de Técnicas Para Minimização da Produção de Lodo em Sistemas de Lodos Ativados, TCC – Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia Sanitaria e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

DIRECTIVE 91/271/EEC. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=en>

DUBÉ, E., GAGNON, D., LAVALLÉE, H. C., ROBERT, S. *Applications of folic acid in secondary wastewater treatment*. Lachine, Canada, 2002.

DUHAMEL, S. & JACQUET, S. Flow cytometric analysis of bacteria- and virus-like particles in lake sediments. *Journal of Microbiological Methods*, v. 64, p. 316-332, 2006.

EASWARAN, S.P. Developing a mechanistic understanding and optimization of the Cannibal process, Masters Thesis, VPI & SU, VA. 66 p. 2006.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente. *Portaria nº 17/02 – Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens*. Abril/2002.

FERNANDES, H. JUNGLES, M. K. HOFFMANN, H. ANTONIO, R. V. COSTA, R. H. R. Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities. *Bioresource Technology*, v. 123, p. 262-268, 2013.

FOLADORI, P. BRUNI, L. ANDREOTTOLA, G. ZIGLIO, G. Effects of sonication on bacteria viability in wastewater treatment plants evaluated by flow cytometry – fecal indicators, wastewater and activated sludge. *Water Research*, v. 41, p. 235-243, 2007.

FOLADORI, P. ANDREOTTOLA, G. AND ZIGLIO, G. *Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants*. London: IWA Publishing, 2010.

FOLADORI, P. TAMBURINI, S. BRUNI, L., Bacteria permeabilisation and disruption caused by sludge reduction technologies evaluated by flow cytometry. *Water Research*, v. 44, p. 4888-4899, 2010a.

FOLADORI, P. VELHO, V. F. COSTA, R. H. R., BRUNI, L. QUARANTA, A. ANDREOTTOLA, G. Concerning the role of cell lysis-cryptic growth in anaerobic side-stream reactors: The single-cell analysis of viable, dead and lysed bacteria. *Water Research*, v. 74, p. 132-142, 2015.

FRY, J. C. Direct methods and biomass estimation. *Methods in Microbiology*, v. 22, p. 41-85, 1990.

GOEL, R. K. NOGUERA, D. R. Evaluation of sludge yield and phosphorus removal in a Cannibal solids reduction process. *Journal of Environmental Engineering*, v.132, n.10, p.1331-1337, 2006.

HASSANI, A. H., NEJAEI, A. e TORABIAN, A. Excess Sludge Minimization in Conventional Activated Sludge Pilot Plant by Three Chemical Matters. *Int. J. Environ. Res.*, v. 5, n. 4, p. 981-988, 2011.

HEALTH AND WELFARE CANADA. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Supporting Documentation, Ottawa. 1980.

HENZE, M. GUJER, W. MINO, T. MATSUO, T. WENTSEL, M. C. MARAIS, G. V. R., van LOOSDRECHT, M. C. M. Activated sludge model n. 2D, ASM2D. *Wat. Sci. Tech.*, v. 39, n. 1, p. 165-182, 1999.

HERNANDEZ, J. M. (2012), Excess sludge reduction during activated sludge municipal wastewater treatment by integrating an anoxic holding tank and post-ultrasound treatment to enhanced biomass maintenance metabolism, Doctorate's thesis, The Ottawa-Carleton Institute for Environmental Engineering, Ottawa. 246p. 2012.

KARAHAN-GL, O. ARTAN, N. ORHON, D. HENZE, M. van LOOSDRECHT, M. Respirometric assessment of storage yield for different substrates. *Water Science and Technology*, v.46, n.1-2, p. 345-352, 2002.

KHURSHEED, A., KAZMI, A. A. Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction. *Water Research*, v. 45, p. 4287-4310, 2011.

KIM, Y.M. CHON, D.H. KIM, H.S. PARK, C. Investigation of bacterial community in activated sludge with an anaerobic side-stream reactor (ASSR) to decrease the generation of excess sludge. *Water Research*, v. 46, p. 4292-4300, 2012.

JARUSUTTHIARAKA, C. e AMY, G. Understanding soluble microbial products (SMP) as a component of effluent organic matter (EfOM). *Water Research*, v. 41, p. 2787-2793, 2007.

LI, X. LIU, X. WU, S. RASOOL, A. ZUO, J. LI, C. LIU, G. Microbial diversity and community distribution in different functional zones of continuous aerobic-anaerobic coupled process for sludge in situ reduction. *Chemical Engineering Journal*, v. 257, p. 74-81, 2014.

LIN, J., HU, Y., WANG, G., LAN, W. Sludge reduction in an activated sludge sewage treatment process by lysis-cryptic growth using ClO_2 -ultrasonication disruption. *Biochemical Engineering Journal*, v. 68, p. 54-60, 2012.

LIU, Y., CHEN, GH., PAUL, E. Effect of the S_0/X_0 ratio on energy uncoupling in substrate-sufficient batch culture of activated sludge. *Water Res.*, v. 32, n. 10, p. 2883-2888, 1998.

LIU, Y. e TAY, J. H. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances*, v. 19, p. 97-107, 2001.

LOW, E. W. e CHASE, H. A. The use of chemical uncouplers for reducing biomass production during biodegradation. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 4-5, p. 399-402, 1998.

LOW, E. W. CHASE, H. A. MILNER, M.G. CURTIS, T. P. Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process. *Water Research*, v. 34, n. 12, p. 3204-3212, 2000.

MA, H., ZHANG, S., LU, X., XI, B., GUO, X., WANG, H., DUAN, J. Excess sludge reduction using pilot-scale lysis-cryptic growth system integrated ultrasonic/alkaline disintegration and hydrolysis/acidogenesis pretreatment. *Bioresource Technology*, v. 116, p. 441-447, 2012.

MARAIS, G. V. R. and EKAMA, G. A. The activated sludge process. Part I – Steady state behavior. Research Report, Water Research Commission of South Africa, 12, 1975.

MARIE, D.; BRUSSAARD, C.P.D.; THYRHAUG, R.; BRATBAK, G. & VAULOT, D. Enumeration of marine viruses in culture and natural samples by Flow Cytometry. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 65, p. 45-52, 1999.

MARSALEK J. ROCHFORT Q. BROWNLEE B. MAYER T. SERVOS M. An exploratory study of urban runoff toxicity. *Water Sci Technol*, 39, n.12, p. 33–39, 1999.

MARTINS, C. L. PIRES, A. S. C. D. VELHO, V. F. DUARTE, E. C. N. F. A. COSTA, R. H. R. Avaliação do desempenho do processo OSA na redução da produção de lodo em um sistema de tratamento piloto de lodo ativado. . In: XXVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Rio de Janeiro, Brasil, 2015.

MASON, C. A. e HAMER, G. Cryptic growth in *Klebsiella pneumoniae*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, v. 25, p. 577-584, 1987.

MCKINNEY, R. Mathematics of complete mixing activated sludge. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE*, v. 88, n. 3, p. 87-113, 1962.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment and reuse*. Nova Iorque, EUA, McGraw-Hill, 2003, 4ª Edição, 1815p.

MÜLLER, J. A. Western Europe. In: *Wastewater sludge: A Global Overview of the Current Status and Future Prospects*. Spinosa L. (ed.) IWA Publishing, London, UK. 2007.

NEBE von CARON, G. STEPHENS, P. J. HEWITT, C. J. POWELL, J. R. BADLEY, R. A. Analysis of bacterial function by multi-color

fluorescence flow cytometry and single cell sorting. *Journal of Microbiological Methods*, v. 42, p. 97-114, 2000.

NOVAK, J. T. SADLER, M. E. MURTHY, S. N. Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water Research*, v. 37, p. 3136-3144, 2003.

NOVAK, J. T., CHON, D. H., CURTIS, B-A, DOYLE, M. Biological Solids Reduction Using the Cannibal Process. *Water Environment Research*, v. 79, n. 12, p. 2380-2386, 2007.

OCHOA, J. C. COLPRIM, J. PALACIOS, B. PAUL, E. CHATELLIER, P. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. *Water Science and Technology*, v. 46, n. 1-2, p. 397-404, 2002.

OGLIARI, P. J., PACHECO, J.A. *Análise estatística usando o STATISTICA® 6.0*. Apostila de aula. Florianópolis, SC, 2004, 131 p.

ORHON, D. Evolution of the Activated sludge process: the first 50 years. *J Chem Technol Biotechnol*, v. 90, p. 608-640, 2015.

OSELAME, M.C. Minimização e Gerenciamento do excesso de lodo produzido em uma estação de lodo ativado por aeração prolongada, TCC - Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

OSTRANDER, S. J. A non-conventional solution to an old problem. *Operations Forum*, v. 9, n. 1, <http://www.dosfolat.de/literature/Ostrander>, 1992.

PÉREZ-ELVIRA, S. I. DIEZ, P. N. AND FDZ-POLANCO, F. Sludge minimization technologies. *Environmental Science and Biotechnology*, v. 5, p. 375- 398, 2006.

PILLI, S., BHUNIA, P., YAN, S., LeBLANC R. J., TYAGI, R. D., SURAMPALLI, R. Y. Ultrasonic pretreatment of sludge: A review. *Ultrasonics Sonochemistry*, v. 18, p. 1-18, 2011.

PIRES, A.S.D.C. LOPES, A.M.B. MARTINS, C. L. DUARTE, E.C.N.F.A. COSTA, R.H.R. Minimização da produção de lodo em sistema de lodos ativados acoplado ao processo anaeróbio com sedimentação oxidativa. *In: Anais XXXIV Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, Monterrey, México, 2014.*

QUAN, F. ANFENG, Y. LIBING, C. HONGZHANG, C. XING, X.-H. Mechanistic study of on-site sludge Reduction in a baffled bioreactor consisting of three series of alternating aerobic and anaerobic compartments. *Biochem. Eng. Jour.*, v. 67, p. 45-51, 2012.

RAMDANI, A. DÉLÉRIS, S. LAMARRE, D. GADBOIS, A. COMEAU, Y. Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge. *Water Research*, v. 44, n. 7, p. 2179-2188, 2010.

RAMDANI, A. DOLD, P. GADBOIS, A. DÉLÉRIS, S. HOUWELING, D. and COMEAU, Y. Characterization of the heterotrophic biomass and the endogenous residue of activated sludge. *Water Research*, v. 46, n. 3, p. 653-668, 2012.

RAMOS, S.R.A. MARTINS, C. L. LOPES, A. M. B. COSTA, R. H. R. Avaliação da aplicação de ácido fólico em processo de lodos ativados. *In: Anais XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - XII SIBESA, Natal, Brasil, 2014.*

RYAN, F. J. Bacterial mutation in a stationary phase and the question of cell turnover. *J. Gen. Microbiol.*, v. 21, p. 530-549, 1959.

SABY, S. DJAFER, M. AND CHEN, G. H. Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge production in activated sludge process. *Water Research*, v. 36, n.3, p. 656-666, 2002.

SABY, S., DJAFER, M. e CHEN, G. H. Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxidic-settling-anoxic activated sludge process. *Water Research*, v. 37, p. 11-20, 2003.

SAITO, M. L. O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos. 35 p. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 64), 2007.

SANTA CATARINA. Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.

SANTOS, A. D. *Estudo das Possibilidades de Reciclagem dos Resíduos de Tratamento de Esgotos da Região Metropolitana de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo/SP, 2003.

SCHMIDELL, W. Agitação e aeração em biorreatores. In: AQUARONE, E., BORZANI, W., SCHMIDELL, W. *Biotechnology Industrial*, v.2, 1.ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 2001. p. 277-331.

SCHMIDELL, W. SOARES, H. M. ETCHEBEHERE, C. MENES, R. J. BERTOLA, N. C. CONTRERAS, E. M. *Tratamento biológico de águas residuárias*. CNPq, 2007.

SEMBLANTE, G. U. HAI, F. I. NGO, H. H. GUO, W. YOU, S-J. PRICE, W. E. NGHIEM, L. D. Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: performance, mechanisms, and implications. *Bioresource Technology*, v. 155, p. 395-409, 2014.

SENÖRER, E. e BARLAS, H. Effects of folic acid on the efficiency of biological wastewater treatment. *Fresenius Environmental Bulletin*, Turquia, v. 13, n. 10, 2004.

SIEMENS. Siemens to Start Up the First Cannibal Solids Reduction System in Europe, at the Levico Terme Wastewater Treatment Plant in Italy, press release, april 2 2008. <http://www.siemens.com/press/en/pressrelease>, 2008.

STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analyses software system), version 7.0, 2003. Disponível em: <<http://www.statsoft.com> > Acessado em: março/2012.

STRAND, S. E. HAREM, G. N. STENSEL, H. D. Activated-sludge yield reduction using chemical uncouplers. *Water Environ. Res.*, v. 71, n.4, p. 454-458, 1999.

STRUKHEIDE, J. Stabilized folic acid vitamin for the reduction of excess sludge in sewage treatment plants: experimental reports, masters and doctoral thesis and publications on the use of Dosfolat from 1986 to 2004, www.dosfolat.de, 2004.

TAKDASTAN, A., MEHRDADI, N., AZIMI, A. A., TORABIAN, A., BIDHENDI, G. N. Investigation of intermittent chlorination system in biological excess sludge reduction by sequencing batch reactors. *J. Environ. Health, Sci. Eng.*, v. 6, n. 1, p. 53-60, 2009.

TORRES, D. P de C. *Estudo microbiológico da influência da adição química de ácido fólico em sistemas de lodos ativados*. 180f. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

TRACY, B. P. GAIDA, S. M. PAPOUTSAKIS, E. T. Flow cytometry for bacteria: enabling metabolic engineering, synthetic biology and the elucidation of complex phenotypes. *Current Opinion in Biotechnology*, v. 21, p. 85-99, 2010.

TROIANI, C. EUSEBI, A. L. BATTISTONI, P. Excess sludge reduction by biological way: from experimental experience to a real full scale application. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 10352-10358, 2011.

VAZOLLER, R. F. *Microbiologia de Lodos Ativados*. São Paulo: CETESB, 1989 23p. (Série Manuais).

van LOOSDRECHT, M.C.M. e HENZE, M. Maintenance, endogenous respiration, lysis, decay and predation. *Water Sci. Technol.*, v. 39, n. 1, p. 107-117, 1999.

VON SPERLING, M. *Lodos Ativados*. Vol. 4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2ª edição ampliada, 2002. 428 p.

WANG, F. WANG, Y. JI, M. Mechanisms and kinetics models for ultrasonic waste activated sludge disintegration. *Journal of Hazardous Materials*, v. 123, p. 145-150, 2005.

WANG, G., SUI, J., SHEN, H., LIANG, S., HE, X., ZHANG, M., XIE, Y., LI, L., HU, Y. Reduction of excess sludge production in sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 192, p. 93-98, 2011.

WANG, J., ZHAO, Q., JIN, W., LIN, J. Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settling-anaerobic (OSA) process. *Front. Environ. Sci. Engin.*, v. 2, p. 36-43, 2008.

WEF – Water Environmental Federation. Design of Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice, 4th edition, Alexandria, VA. 1998.

WEI, Y., VAN HOUTEN, R. T., BORGER, A. R., EIKELBOOM, D. H., FAN, Y. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, v. 37, p. 4453-4467, 2003.

YANG, X. F. XIE, M. L. LIU, Y. Metabolic uncouplers reduce excess sludge production in an activated sludge process. *Water Science and Technology*, v. 30, n. 9, p. 11-20, 2003.

YE, F. e LI, Y. Uncoupled metabolism stimulated by chemical uncoupler and oxic-settling-anaerobic combined process to reduce excess sludge production. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 127, p. 187-199, 2005.

YE, F. ZHU, R. LI, Y. Effect of sludge retention time in sludge holding tank on excess sludge production in the oxic-settling-anoxic (OSA) activated sludge process. *Journal Chem. Tech. Biotechnol.*, v. 83, p. 103-114, 2008.

ZHANG, G. ZHANG, P. GAO, J. CHEN, Y. Using acoustic cavitation to improve the bio-activity of activated sludge. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 1497-1502, 2008.

ZHOU, K. XU, M. LIU, B. CAO, H. Characteristics of microfauna and their relationships with the performance of an activated sludge plant in China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 20, p. 482-486, 2008.

ZHOU, Z. QIAO, W. XING, C. AN, Y. SHEN, X. REN, W. JIANG, L. WANG, L. Microbial community structure of anoxic-oxic-settling-

anaerobic sludge reduction process revealed by 454-pyrosequencing. *Chemical Engineering Journal*, v. 266, p. 249-257, 2015.

ZIGLIO, G. ANDREOTTOLA, G. BARBESTI, S. BOSCHETTI, G. BRUNI, L. FOLADORI, P. VILLA, R. Assessment of activated sludge viability with flow cytometry. *Water Research*, v. 36, p. 460-468, 2002.

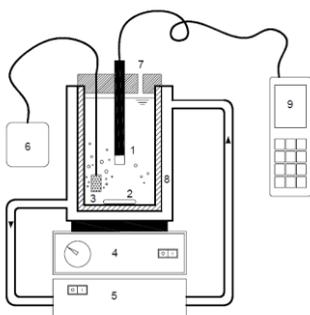
7. APÊNDICES

A1. Respirometria do Sistema Experimental II

Aparato utilizado e aquisição dos dados

Para a execução dos testes respirométricos foram utilizados respirômetros fechados, nos quais não ocorre aeração pela interface líquido-ar, somente através da aeração fornecida ao meio, a qual apresenta concentrações de ar controladas e conhecidas. O modelo de respirômetro utilizado está apresentado na Figura A1, com descrição apresentada abaixo.

Figura A1 – Configuração do respirômetro utilizado nos ensaios de respirometria.



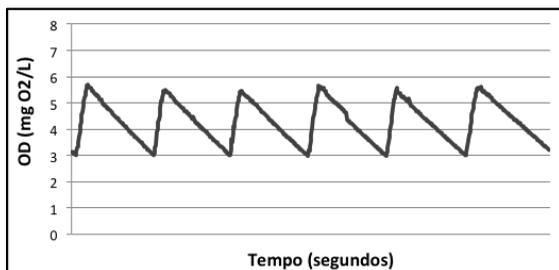
- ✓ Um reator com capacidade de 2 litros, que durante o teste permanece fechado por uma tampa (7), a fim de minimizar a transferência de oxigênio da fase gasosa a fase líquida. Nesta tampa estão presentes algumas aberturas para a introdução de instrumentos necessários ao teste;
- ✓ Uma sonda de oxigênio (1) ligada a um oxímetro (9), conectado a um computador para memorização dos dados obtidos pela sonda durante o teste;

- ✓ Um sistema de controle de temperatura (5), formado por um termostato a 20°C, obtido através da recirculação de água no interior das paredes do respirômetro (8);
- ✓ Um agitador magnético (4) para a mistura contínua da amostra por meio de uma barra magnética (2);
- ✓ Um compressor para fornecimento de ar (6) através de uma pedra porosa (3) inserida no reator.

Devido à elevada concentração de sólidos suspensos totais (cerca de 10 g·L⁻¹) presentes no lodo Cannibal, foi necessária realizar a diluição do mesmo em uma relação 1:2 com o efluente da ETE Levico, para a correta execução do teste respirométrico, uma vez que esta elevada concentração poderia afetar a correta oxigenação da amostra, produzindo resultados incorretos ao teste.

O fornecimento de ar era realizado de modo intermitente e controlado pelas sondas: fixa-se ao início do teste um intervalo de variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) no interior do reator, no qual o limite inferior deve ser maior de 2 mg O₂·L⁻¹, para impedir que o oxigênio torne-se limitante para o processo biológico. De maneira geral, este intervalo é fixado entre 4 e 6 mg O₂·L⁻¹, mas às vezes é necessário configurá-lo de maneira diferente conforme a concentração de sólidos na amostra. No instante em que o OD no reator atinge o limite inferior, ocorre a ativação do compressor que fornece ar até que se atinja o limite superior do intervalo fixado. A partir deste instante, começa a fase de consumo do oxigênio por parte da biomassa ativa presente na amostra, que termina uma vez alcançado novamente o limite inferior de OD. A Figura A2 mostra um comportamento típico da concentração de oxigênio medida no reator. Durante o teste são realizadas numerosas fases de aeração e sucessivas utilização de oxigênio dissolvido.

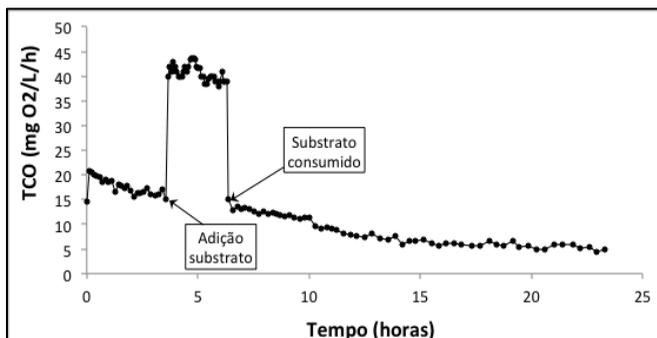
Figura A2 – Comportamento típico do oxigênio dissolvido durante o teste respirométrico.



A velocidade de respiração da biomassa presente na amostra de lodo é medida no momento em que se é alcançado o limite inferior de OD no interior do reator. Essa velocidade varia de acordo com a condição em que se encontra a biomassa, ou seja, ausência de substrato (condição endógena) ou presença de substrato (condição exógena). Tal diferença é verificada pela inclinação da reta formada durante o consumo de oxigênio, apresentando-se com maior pendência durante a fase exógena.

A inclinação da reta que interpola a fase de consumo do oxigênio, calculada a partir da regressão linear utilizando o método dos mínimos quadrados, é definida como a taxa de consumo do oxigênio (TCO), medida em $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Cada traço decrescente do gráfico referente ao comportamento do oxigênio dissolvido está associado a um valor de TCO correspondente. Cada um destes valores irá corresponder um ponto no gráfico (tempo, TCO) representado na Figura A3, chamado de respirograma. Como se pode ver na Figura A3, podem existir duas fases distintas: a fase de respiração endógena caracterizada com uma velocidade de consumo de oxigênio muito baixa, e a outra com TCO muito maior que identifica a fase de consumo do substrato rapidamente biodegradável, ou seja, a fase exógena. No exemplo reportado na Figura A3, é adicionada uma quantidade conhecida de substrato exógeno, a qual faz variar rapidamente o consumo de oxigênio. Observa-se que uma vez terminada a fase de degradação do substrato adicionado, o respirograma volta a assumir os valores típicos da fase endógena.

Figura A3 – Exemplo de respirograma experimental com adição de substrato exógeno.



A partir do respirograma se realizam todas as elaborações necessárias para a caracterização da cinética da biomassa presente nas amostras de lodo. Para se obter um respirograma o mais representativo possível da respiração endógena da biomassa presente no lodo, foram realizados testes com duração de aproximadamente 24 horas.

Cálculo do oxigênio consumido

Para o cálculo dos parâmetros cinéticos associados a biomassa presente na amostra de lodo, é necessária a adição de substrato externo obtendo-se assim respirogramas que apresentam uma fase endógena longa, intercalada pelo consumo do substrato exógeno caracterizado pelos elevados valores de TCO.

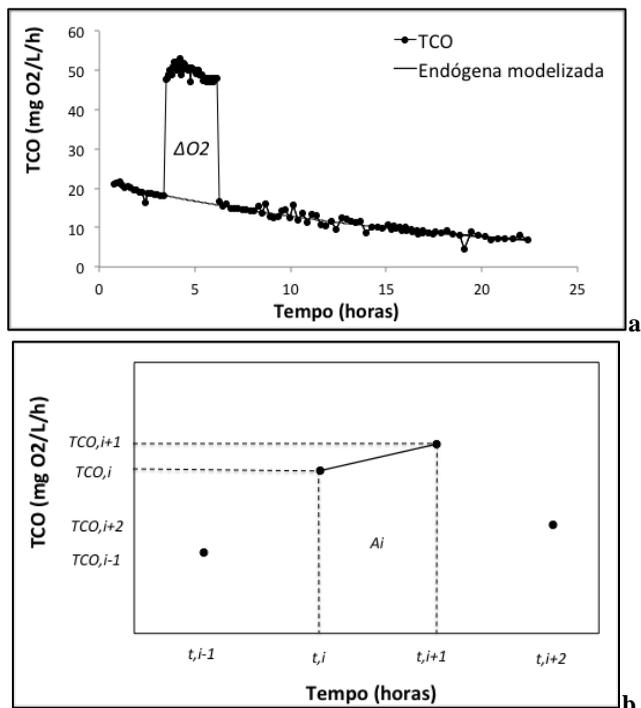
O ponto de partida para a interpretação dos dados é a individualização da curva de decaimento endógeno formada durante o teste. Essa curva é modelada por meio de uma função exponencial decrescente, segundo a equação A1:

$$TCO = TCO_0 \cdot e^{-b \cdot t} \quad (A1)$$

Esta operação permite estender a curva endógena inclusive abaixo da fase exógena. Desta forma, possibilita-se a individualização de uma área, compreendida entre os pontos experimentais de TCO e aqueles modelados pela respiração endógena (Figura A4a). O cálculo desta área é feito

usando o método dos trapézios. O intervalo temporal entre dois pontos sucessivos de TCO constitui a base do trapézio, enquanto que as duas alturas são os valores de TCO exógeno (ou seja, descontada a contribuição da respiração endógena), como mostrado na Figura A4b. A soma das áreas de todos os elementos trapezoidais constitui a quantidade de oxigênio consumida pela biomassa ativa para a oxidação do substrato. As equações A2 e A3 ilustram os cálculos acima descritos.

Figura A4 – cálculo do consumo de oxigênio através dos respirogramas. (a) curva endógena e curva experimental. (b) integração com o método dos trapézios.



$$A_i = \frac{1}{2} \cdot (TCO_{exo,i} + TCO_{exo,i+1}) \cdot (t_{i+1} - t_i) \quad (A2)$$

$$\Delta O_2 = \sum_{i=1}^n A_i \quad (A3)$$

O cálculo da quantidade de oxigênio consumido constitui o ponto de partida para a elaboração sucessiva dos resultados experimentais.

Determinação dos parâmetros cinéticos para a biomassa heterótrofa

A determinação dos parâmetros cinéticos da biomassa heterótrofa é realizada por meio do teste com adição de acetato de sódio (50 mL de uma solução de concentração equivalente a 10 g DQO·L⁻¹), que é fonte de substrato para a biomassa. Além disso, é adicionada ao mesmo teste uma solução de alitiourea (10 mL de uma solução de 10 g ATU·L⁻¹), com o objetivo de garantir que a degradação do substrato seja somente por parte das bactérias heterótrofas, uma vez que esta substância serve para inibir a atividade das bactérias nitrificantes.

O coeficiente de produção celular das bactérias heterótrofas pode ser calculado com a equação A4, dado que a quantidade de acetato de sódio adicionada é conhecida (em termos de DQO), e o consumo de oxigênio por parte da biomassa para degradação do substrato já foi calculado na equação A3.

$$Y_H = 1 - \frac{\Delta O_2}{\Delta DQO} \quad (A4)$$

Este parâmetro é importante pois fornece informações sobre a capacidade de crescimento da população bacteriana. Confrontando os resultados obtidos entre as diferentes amostras de lodo (lodo ativado e Cannibal[®]) com os valores de referência na literatura (geralmente $Y_H = 0,67$), é possível compreender o eventual efeito que o sistema Cannibal[®] exerce na biomassa.

A velocidade máxima de remoção do substrato ($v_{max,H}$), por parte da biomassa heterótrofa, é determinada assumindo-se a cinética de Michaelis-Menten, da qual se obtém também a constante de semisaturação do substrato (K_S). A modelagem da equação de Michaelis-Menten é feita a partir dos dados experimentais do respirograma.

Para se determinar os parâmetros da equação de Michaelis-Menten:

$$\frac{dS}{dt} = v_{max,H} \cdot \frac{S(t)}{K_S + S(t)} \cdot x(t) \quad (A5)$$

faz-se o cálculo dos pontos ($x = S(t)$, $y = \Delta S \cdot \Delta t^{-1}$), a partir dos resultados experimentais do respirograma. O valor da concentração de substrato no instante i -ésimo é obtida conforme equação A6.

$$S_i = S_0 - S_{removido,i} \quad (A6)$$

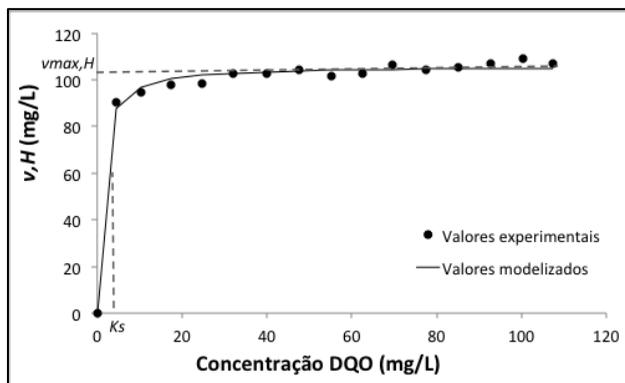
onde $S_{removido,i}$ representa a quantidade de substrato consumido até o instante considerado. Uma vez conhecido este valor, passa-se ao cálculo da velocidade de remoção do substrato para as diferentes concentrações S_i , conforme equação abaixo.

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = \frac{TCO_{exo,i}}{1 - Y_H} \quad (A7)$$

o valor de Y_H utilizado no cálculo é aquele obtido experimentalmente.

Os pontos obtidos, colocados em um gráfico ($x = S_i$, $y = \frac{TCO_{exo,i}}{1 - Y_H}$), constituem o comportamento da curva experimental de Michaelis-Menten. A fim de se obter os parâmetros para a equação teórica, é suficiente interpolar os pontos experimentais segundo a curva teórica, impondo que os valores de $v_{max,H}$ e K_s sejam capazes de minimizar a diferença com os resultados experimentais obtidos. Na Figura A5 tem-se um exemplo desta interpolação.

Figura A5 – Exemplo de elaboração da curva de Michaelis-Menten.



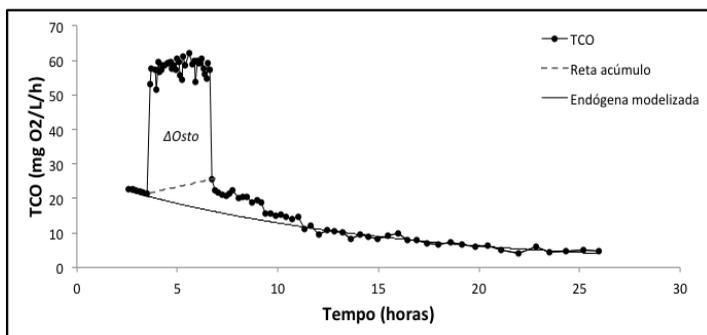
O valor de $v_{max,H}$ pode ser dividido pela concentração de sólidos suspensos totais presente na amostra de lodo, fornecendo desta maneira

um valor específico da velocidade máxima de remoção do substrato, permitindo assim o confronto entre as amostras de lodo.

O fenômeno do acúmulo

O teste com adição de acetato pode apresentar um comportamento diverso quando retornada a fase de respiração endógena. Pode-se observar uma segunda velocidade de consumo de oxigênio antes de se alcançar gradualmente a respiração endógena. Este comportamento está ligado à capacidade dos microrganismos de converter o substrato fornecido em produtos internos de estocagem. O crescimento das bactérias heterótrofas se dá principalmente a partir destes produtos acumulados. Esta situação está representada na Figura A6.

Figura A6 – Exemplo de respirograma com o fenômeno do acúmulo.



A interpretação dos dados nessa situação é realizada por meio do método modificado proposto por Karahan Gül et al. (2002). O parâmetro introduzido para se levar em conta este fenômeno é Y_{sto} , que representa a fração de substrato rapidamente biodegradável convertida em produtos de estocagem, utilizados depois para crescimento celular.

O método para o cálculo de Y_{sto} é o mesmo empregado para determinar Y_H , segundo a equação A8.

$$Y_{sto} = 1 - \frac{\Delta O_{sto}}{\Delta DQO} \quad (A8)$$

A diferença está na quantificação do oxigênio consumido. No caso do Y_{sto} , é necessário determinar a área compreendida entre o platô exógeno e a reta que liga o ponto de TCO referente ao instante em que o substrato é adicionado com um ponto imediatamente após o platô. Esta área representa ΔO_{sto} , ou seja, o oxigênio consumido para degradar os produtos internos de estocagem (Figura A6).

Determinação dos parâmetros cinéticos para biomassa autótrofa

A determinação dos parâmetros cinéticos para biomassa autótrofa é feita da mesma maneira que o teste descrito para a biomassa heterótrofa: a única diferença está no substrato adicionado. Neste teste é adicionado um volume de 15 mL de cloreto de amônio de um solução com concentração equivalente a 2 g $\text{NH}_4^+\text{-N}\cdot\text{L}^{-1}$, associado à adição de 30 mL de uma solução tampão ($\text{NaHCO}_3/\text{NaOH}$), com o objetivo de evitar a redução do pH do meio, devido ao consumo de alcalinidade durante a degradação do substrato amoniacal.

Obtido o respirograma experimental, procede-se com a determinação dos parâmetros cinéticos. Primeiro, calcula-se a quantidade de oxigênio consumido para degradação do substrato amoniacal, usando o mesmo procedimento já descrito anteriormente. Conhecido o valor de ΔO_2 , divide-se pela quantidade de substrato amoniacal consumido (ΔNH_4), obtendo-se assim a produção das bactérias autotróficas durante a degradação do substrato amoniacal (ou seja, a quantidade de oxigênio necessária para oxidar um grama de amônia). O valor de referência da literatura é de 4,57 mg $\text{O}_2\cdot\text{mg NH}_4^{-1}$.

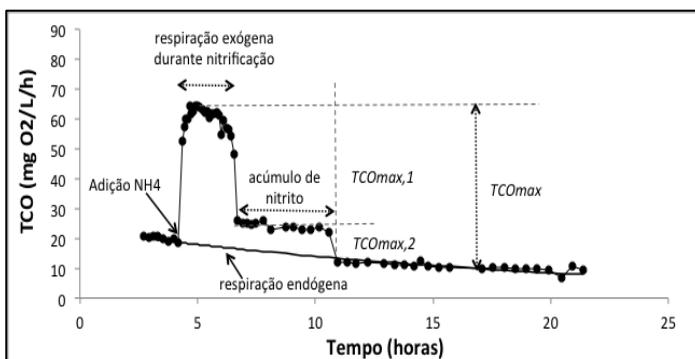
A modelagem da velocidade de remoção do substrato neste teste também é expressa segundo a equação de Michaelis-Menten. O procedimento é idêntico àquele descrito para a biomassa heterótrofa, possibilitando-se assim determinar as constantes cinéticas $v_{max,N}$ e K_N das bactérias nitrificantes presentes nas amostras de lodo.

Distinção entre as bactérias oxidadoras de amônia (AOB) e as bactérias oxidadoras de nitrito (NOB)

Um comportamento particular durante a fase final de degradação do substrato amoniacal pode ser observado. Isto porque a nitrificação ocorre em duas fases distintas, onde participam dois grupos bacterianos diferentes. A primeira reação que ocorre é a degradação da amônia a nitrito (NO_2^-) por parte dos microrganismos oxidadores de amônia (AOB, representados principalmente pelas *Nitrosomonas*), seguida da oxidação do nitrito a nitrato (NO_3^-) realizada pelas bactérias oxidadoras de nitrito (NOB, representadas principalmente pelas *Nitrobacter*).

As cinéticas dos dois microrganismos são diferentes, podendo-se observar a nitrificação em dois estágios dentro do respirograma (Figura A7). Pode-se notar que depois de um valor de TCO muito alto não se tem um imediato retorno à fase endógena, mas uma breve fase constituída de poucos pontos, na qual os valores de TCO se mantêm superiores ao da fase endógena. Este comportamento está ligado à degradação do nitrito, que ocorre mais lentamente do que a degradação da amônia.

Figura A7 – Exemplo de respirograma com nitrificação em duas fases.

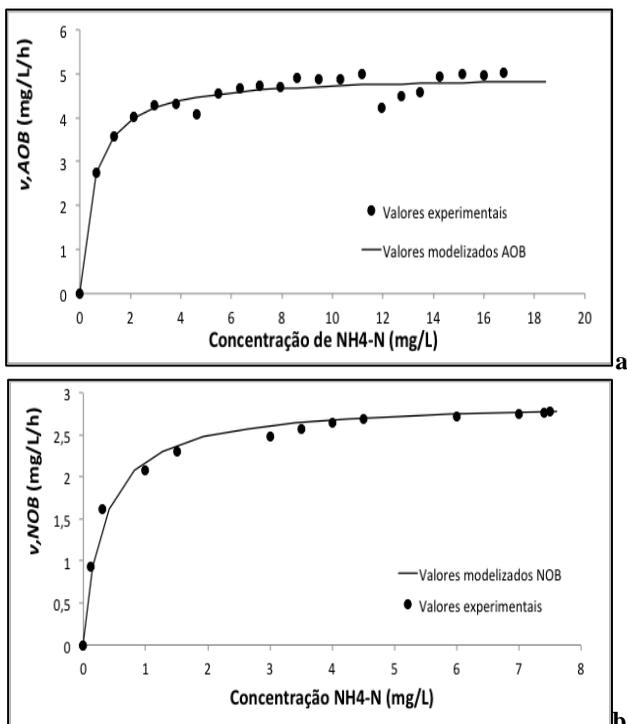


Neste caso é possível fazer duas distintas análises que conduzem à determinação de duas velocidades máximas de consumo do substrato e às duas constantes de semisaturação: a primeira referente às AOB ($v_{max,AOB}$ e $K_{N,AOB}$) e a outra referente às NOB ($v_{max,NOB}$ e $K_{N,NOB}$). Pode-se também determinar um valor global para a cinética de nitrificação ($v_{max,N}$ e K_N), calculada segundo a equação A9 (conforme notação da Figura A7).

$$v_{max,N} = \frac{TCO_{max}}{4,57} \quad (A9)$$

Os parâmetros cinéticos de AOB e NOB podem ser obtidos aplicando-se separadamente a cinética de Michaelis-Menten, dividindo-se o valor de TCO ($TCO_{max,1}$ e $TCO_{max,2}$ da Figura X7) pelo coeficiente de produção celular teórico das duas populações (3,43 para AOB e 1,14 para NOB), desta maneira se obtém os resultados ilustrados na Figura A8.

Figura A8 – Exemplo da modelização de Michaelis-Menten para o caso da nitrificação em duas fases. (a) Bactérias oxidados de amônia (AOB); (b) Bactérias oxidadoras de nitrito (NOB).



A velocidade máxima específica de consumo do substrato amoniacal é obtida dividindo-se $v_{max,N}$ pela concentração de sólidos suspensos totais na amostra.

Correção da temperatura

A velocidade com a qual a biomassa bacteriana consome o oxigênio para degradar o substrato é fortemente dependente da temperatura ambiente. Assim, o aparato utilizado para os testes possuem um controle térmico.

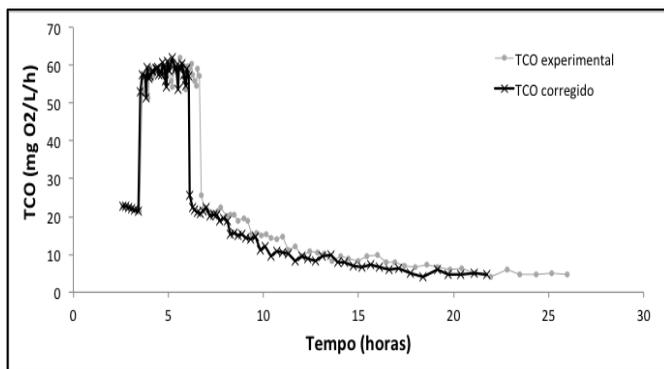
A manutenção da temperatura a um valor constante de 20°C é uma condição difícil de se alcançar. Durante o teste é possível identificar oscilações bastantes significativas, que podem modificar o rendimento das bactérias, influenciando os valores de TCO medidos. Nesse sentido, é necessário realizar uma correção dos valores experimentais utilizando-se a equação de Arrhenius descrita abaixo, a qual permite transformar a velocidade de consumo de oxigênio medida em qualquer temperatura no seu valor a 20°C, tendo α como sendo igual a 1,08.

$$TCO_{20} = \frac{TCO_T}{\alpha^{(T-20)}} \quad (A10)$$

Os valores de TCO obtidos aplicando-se a equação de Arrhenius vão gerar um novo respirograma. Entretanto, é necessário realizar uma nova correção, uma vez que modificando-se os valores de TCO, modificam-se as áreas referentes ao consumo de oxigênio. Sendo assim, é necessário aplicar a conservação da massa de oxigênio consumida, que atua sobre os instantes de tempo associados aos novos valores de TCO, impondo que a área calculada com os pontos de TCO experimentais sejam idênticas àquelas obtidas depois da correção destes valores, podendo-se assim calcular os novos instantes de tempo que satisfaçam esta igualdade.

Obtém-se assim um novo respirograma (identificado juntamente com o respirograma experimental na Figura A10) referente inteiramente ao consumo de oxigênio a uma temperatura de 20°C.

Figura A10 – Exemplo de respirograma experimental corrigido referente ao consumo de oxigênio a uma temperatura de 20°C.



A2. Análise de citometria do Sistema Experimental II

Pré-tratamento das amostras antes da análise de citometria

O pré-tratamento das amostras de lodo foi aplicado para se obter células livres em suspensão apropriadas para a análise de citometria, seguindo o método empregado por Foladori et al. (2007). As amostras são diluídas em uma proporção de 1:10 em solução salina tamponada de fosfato (PBS), e então submetidas a desintegração ultrassônica (Ultrassom digital Branson 250) a uma frequência de 20 kHz com uma transferência de energia específica de 80 kJ·L⁻¹, com o objetivo de se obter a desintegração dos flocos mantendo a integridade celular.

As células livres em suspensão obtidas são novamente diluídas em uma proporção de 1:40 em PBS, resultando em uma concentração aproximada de 10⁶ – 10⁷ organismos por mL. As amostras são filtradas em membranas de 20 µm (Celltrics, Partec), a fim de eliminar as partículas grosseiras que podem obstruir o bocal do citometro de fluxo (excluindo-se assim menos de 3% da área inicial do floco, segundo Foladori et al., 2010a).

Coloração fluorescente das amostras

✓ *Células viáveis e células mortas*

As células bacterianas viáveis e mortas são determinadas após coloração com os corantes fluorescentes SYBR-Green I (SYBR-I, em diluição comercial de estoque de 1:30 em solução de dimetilsulfóxido, fornecido pela Invitrogen, EUA; $\lambda_{\text{absorção}} = 495 \text{ nm}$ e $\lambda_{\text{emissão}} = 525 \text{ nm}$) e Iodeto de Propídio (PI, solução de estoque $1 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$, fornecido pela Invitrogen, EUA; $\lambda_{\text{absorção}} = 530 \text{ nm}$ e $\lambda_{\text{emissão}} = 620 \text{ nm}$).

Uma quantidade de $10 \mu\text{L}$ de ambos os corantes foi adicionada a 1 mL de células em suspensão contendo aproximadamente $10^6 - 10^7 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$. As amostras foram então incubadas em temperatura ambiente por 15 minutos no escuro.

Nas células permeabilizadas a presença de ambos os corantes ativa o fenômeno da transferência ressonante de energia por fluorescência; desse modo, a emissão fluorescente verde do SYBR-I não será visível. Assim, as células permeabilizadas aparecerão apenas na emissão fluorescente vermelha, enquanto que as células intactas aparecerão na emissão fluorescente verde.

✓ *Células ativas*

Para a identificação das células ativas, optou-se por quantificar aquelas que apresentavam atividade enzimática através da utilização do substrato fluorogênico BCECF-AM (Invitrogen, EUA), o qual é hidrolisado dentro da célula por esterases intracelulares não específicas para a produção de fluoresceína (corante de fluorescência amarelo-esverdeada, $\lambda_{\text{absorção}} = 490 \text{ nm}$ e $\lambda_{\text{emissão}} = 535 \text{ nm}$). A fluoresceína é hidrofílica e é retida por células intactas e ativas.

Uma quantidade de $10 \mu\text{L}$ de BCECF-AM $0,2 \text{ mM}$ em solução de dimetilsulfóxido (DMSO, Merck, Alemanha) foi adicionada a 1 mL de amostra de bactérias em suspensão contendo aproximadamente $10^6 - 10^7$

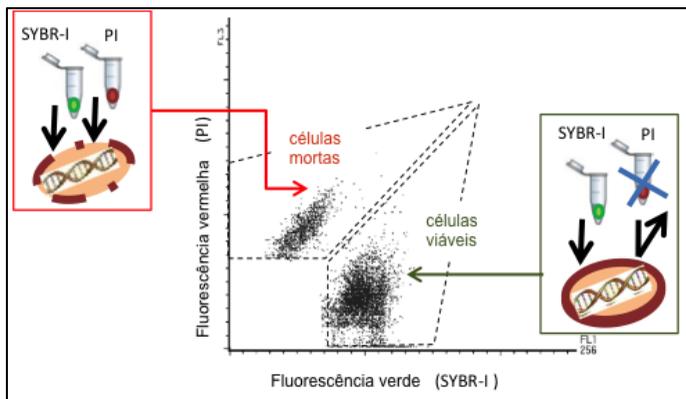
células·mL⁻¹. A incubação das amostras foi realizada a 36±1 °C durante 30 minutos no escuro.

Citometria de fluxo

As análises de citometria de fluxo foram realizadas no equipamento Apogee-A40 (Apogee Flow Systems, Reino Unido) equipado com Ar laser (488 nm). A aquisição dos dados foi realizada nas fluorescências verde e vermelha. Pelo menos 10 mil células foram analisadas em cada amostra dentro de pouco segundos, fornecendo-se assim bons dados estatísticos.

Os resultados das fluorescências verde e vermelha medidos em cada teste de coloração de células foram representados graficamente nos citogramas (Figura A11). Nestes gráficos, as populações de células viáveis e células mortas podem ser bem distinguidas e quantificadas.

Figura A11 - Citograma das células viáveis e das células mortas identificadas pela coloração com SYBR-I e PI.



Fonte: Adaptado de Foladori et al. (2015).

Cálculo para a DQO produzida a partir da lise celular

Quando a bactéria é submetida à lise celular, seu material intracelular é liberado no meio líquido podendo então ser medido como DQO solúvel. A DQO solúvel neste caso coincide com a DQO de um inteira célula

bacteriana. Usando-se uma estimacão aproximada (equaco A13), a seguinte massa de DQO pode ser calculada por meio de uma célula bacteriana no lodo.

$$DQO \left[\frac{mg}{células} \right] = V \cdot C_s \cdot 10^{-12} \cdot \frac{1,42}{0,53} = 191 \cdot 10^{-12} \frac{mg}{células} \quad (A13)$$

Onde V  o biovolume bacteriano, assumido aqui como sendo $0,23 \mu\text{m}^3$, previamente determinado para lodos ativados (FOLADORI et al., 2010a). C_s  o contduo de carbono por unidade de volume celular assumido aqui como sendo $310 \text{ fgC} \cdot \mu\text{m}^{-3}$ (FRY, 1990). O contduo de carbono  53% do peso seco da célula bacteriana (derivado da fórmula empírica de composico das bactérias $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$) e o coeficiente 1,42 são usados para converter o peso seco da célula bacteriana em DQO.

Um equivalente mássico de DQO solúvel de 191 fg por célula bacteriana lisada foi calculado a partir da expressão acima. Os resultados são expressos em DQO solúvel, porque os compostos intracelulares liberados no meio líquido têm um tamanho menor que $0,45 \mu\text{m}$, tamanho referência usado para distinguir sólidos solúveis de sólidos particulados.