



9558 - AVALIAÇÃO DA PARTIDA DE UM REATOR DE LODO GRANULAR AERÓBIO EM REGIME DE BATELADA EM ESCALA PILOTO

Fabio Campos ⁽¹⁾

Doutor em Ciências pelo programa de pós-graduação da Faculdade de Saúde Pública da USP. Mestre em Engenharia Civil pelo programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP e técnico responsável pelo Laboratório de Saneamento Lucas de Nogueira Garcez, na Escola Politécnica da USP.

Natália Rodrigues Guimarães ⁽²⁾

Pós-doutoranda no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP, Doutora pelo programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. Mestre em Ciências pelo Instituto de Biociências da USP e Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

Marcel Zanetti Sandoval ⁽³⁾

Mestrando no programa de pós-graduação do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP e Engenheiro Ambiental pela Escola Politécnica da USP.

Rodrigo de Freitas Bueno ⁽⁴⁾

Professor no Centro de Engenharia, Modelagem Aplicada e Ciências Sociais na Universidade Federal do ABC, Santo André, Brasil. Doutor e Mestre em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da USP. Engenheiro Ambiental e Biólogo.

Matheus Ribeiro Augusto ⁽⁵⁾

Doutorando em Ciências no programa de pós-graduação no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI). Engenheiro Ambiental e Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia, pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG).

Endereço⁽¹⁾: Av. Prof. Almeida Prado, 83 tv 2 – Cidade Universitária – São Paulo – SP. CEP 05508-900 - Brasil. - Tel.: +55 (11) 3091-5444 - e-mail: fcampos@usp.br

RESUMO

O presente estudo teve por objetivo avaliar a partida de um reator em batelada sequencial de lodo granular aeróbio em escala piloto, alimentado com esgoto doméstico, com vistas a acompanhar o processo de granulação. Observou-se durante a fase de aclimatação o progressivo aumento tanto no tamanho como na quantidade de grânulos. Com a imposição das condições operacionais finais obteve-se regime estável de funcionamento, com o conteúdo do reator ocupado por uma biomassa mista formada em menor escala por flocos biológicos e na sua maioria por grânulos aeróbios, perfazendo uma distribuição volumétrica relativamente homogênea com partículas variando de 0,1 a 1,0 mm. Nessa condição observou-se, além de uma remoção de matéria orgânica superior a 90% em termos de DQO, a ocorrência de NDS gerando uma conversão de amônia em torno de 80% e a remoção de cerca de 60% para fósforo.

PALAVRAS-CHAVE: lodo granular aeróbio, remoção de nutrientes, tempo de sedimentação

INTRODUÇÃO

Grânulos biológicos aeróbios podem ser definidos como agregados microbianos que não coagulam sob baixa tensão hidrodinâmica e que apresentam velocidade de sedimentação significativamente maior que flocos biológicos. Em geral, apresentam forma esférica, cujo diâmetro pode variar de 0,2 a 6,0 mm (DE KREUK et al., 2005). Em linhas gerais, a granulação aeróbia consiste em um processo gradual envolvendo a transformação de lodo ativado floculento em agregados compactos (TAY et al., 2001). Experimentalmente, isso pode ser conduzido através da imposição de tempos de sedimentação cada vez mais curtos, de forma que alguns flocos consigam manter-se no interior do reator dando continuidade à sua transformação em grânulos, enquanto que outros serão lavados juntamente com o efluente (DE KREUK et al., 2007). O processo de granulação aeróbia é afetado por uma série de parâmetros operacionais, tais como tempo de sedimentação, composição do substrato, carga orgânica, oxigênio dissolvido, troca volumétrica, tensão hidrodinâmica e configuração do reator (BINDHU e MADHU, 2014; KONG et al., 2009; ZHU et al., 2013).



Dentre as características físicas observadas no lodo granular aeróbio, sua velocidade de sedimentação é um importante parâmetro por relacionar-se diretamente com a capacidade de retenção de biomassa e separação sólido-líquido no reator. A literatura pertinente relata velocidades da ordem de 18 a 90 m/h (GAO et al., 2011; KONG et al., 2009; QIN et al., 2004). Inerente a essa habilidade, tem-se no índice volumétrico do lodo (IVL) valores inferiores aos obtidos para biomassa floculenta, onde os resultados de IVL₃₀, IVL₁₀ e IVL₅ são significativamente próximos, oriundos da rápida sedimentação do lodo (DE KREUK et al., 2007). Ainda nessa perspectiva, de acordo com diversos autores, o processo de granulação pode ser considerado completo quando a relação IVL₃₀/IVL₁₀ encontra-se em torno de 90% (DE KREUK et al., 2007; LIU, Yong Qiang e TAY, 2007; SCHWARZENBECK et al., 2004).

Para se atingir esse status de granulação, segundo alguns autores (LIU, Yu et al., 2005; MIAO et al., 2011), o tempo de sedimentação atua como a principal pressão seletiva hidráulica na comunidade microbiana, de modo que os tempos de sedimentação curtos selecionam os aglomerados bacterianos mais densos e compactos, permitindo que os demais sejam “lavados” do reator.

Nesse sentido, o objetivo desse estudo foi investigar o processo de granulação na operação de um Reator em Batelada Sequencial de Grânulos Aeróbios (RBSGA), bem como nas possíveis implicações no comportamento e eficiência do processo.

METODOLOGIA

Delineamento Experimental

A pesquisa foi desenvolvida por meio de um experimento em escala piloto, sendo posto em operação um sistema de tratamento de esgoto dimensionado para operar como RBSGA, confeccionado em acrílico, levando-se em conta a importância da observação visual a respeito do fenômeno da granulação do lodo.

O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24,4°C e pluviosidade média anual de 469 mm (Climate-Data.org). Seu monitoramento totalizou 281 dias, de 25 de abril de 2017 a 29 de janeiro de 2018.

O esgoto sanitário que alimentou a unidade piloto foi proveniente de um conjunto residencial universitário com contribuição de um restaurante alocado em suas dependências, sendo recalcado para a área em que se encontrava a unidade piloto por meio de uma estação elevatória (EE), a qual consistia em um poço de sucção executado em concreto armado com duas bombas submersíveis operando intermitentemente. Na chegada do esgoto à área da pesquisa, o mesmo era submetido a um tratamento preliminar composto por grade mecanizada e caixa de areia, sendo em seguida encaminhado por meio de uma calha parshall, até uma caixa de separação água e óleo e, por fim, para o poço de sucção de onde era derivado e aplicado ao reator por meio de uma bomba de deslocamento positivo.

A Figura 1 mostra o esquema do reator em escala piloto. O reator possuía 0,50 m de diâmetro interno e 5,0 m de altura total, com 4,2 m de profundidade útil, perfazendo uma relação altura/diâmetro igual a 8,4. Na base do reator tinha-se a entrada e distribuição do esgoto advindo do tratamento preliminar, assim como presença um difusor de bolhas finas de membrana, cedido pela empresa AQUAMEC, ligado a um compressor de ar de forma a garantir o suprimento de oxigênio dissolvido necessário ao processo. A retirada do efluente final sofreu uma modificação em relação ao projeto inicial, que previa sua saída controlada por solenoides em três pontos situados do meio para cima do reator e distantes 1 m um do outro. Posteriormente, optou-se por realizar de forma conjunta a etapa de alimentação e descarte, fazendo o efluente final sair por cima do reator. Isso permitiu subtrair uma fase do ciclo, incrementando o tempo destinado ao descarte para a fase de aeração. As medições de pH, oxigênio dissolvido e temperatura, foram realizadas através da coleta pontual dos sólidos do reator em mistura completa com o esgoto em tratamento, durante o período de aeração do mesmo, descrito no item a seguir.

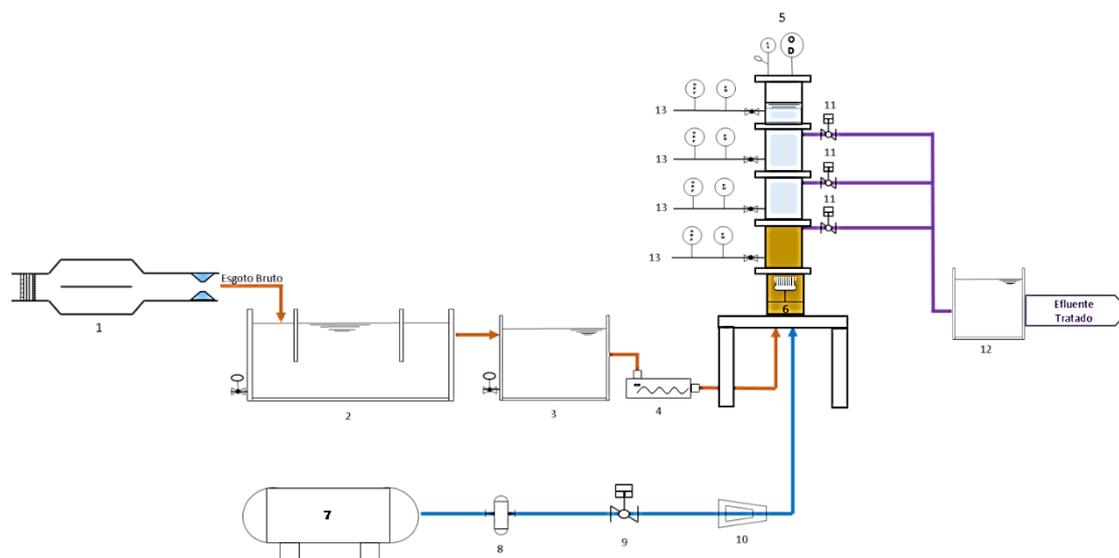


Figura 1: Fluxograma do Esquema Operacional da Unidade Piloto. 1 - Canal de gradeamento, caixa de areia e calha parshall; 2 - SAO – Separador Água e Óleo; 3 - Poço de Sucção; 4 - Bomba de alimentação de esgoto bruto; 5 - RBSGA; 6 - Difusor de bolhas finas; 7- Compressor; 8 - Filtro Regulador; 9 - Solenoide de Ar; 10 –Rotâmetro, 11- Pontos de descarte de efluente tratado; 12 - Caixa de coleta de efluente tratado; 13 - Pontos de amostragem de lodo.

O ciclo operacional imposto, monitorado por um controlador automatizado, possuía 3 horas de duração total, sendo destinados inicialmente 43 minutos para a fase do enchimento/descarte (entrada de esgoto/saída de efluente), 117 minutos para a reação (aeração) e 20 minutos para a fase de sedimentação, sendo que esse tempo foi progressivamente diminuído em função da estabilidade alcançada pelo processo para 15 minutos e, finalmente, 10 minutos. Todo o período compreendendo nessas etapas foi considerado como aclimatação, já que o processo de lodo granular aeróbio tem como característica operar com baixos tempos de sedimentação. Em cada modificação no tempo de sedimentação, a parcela reduzida nessa etapa era transferida para a etapa de reação.

Partida e Operação do Reator

Foi utilizado como inóculo lodos obtidos na Estação de Tratamento de Esgoto Jesus Neto - SABESP, localizada em São Paulo, capital, sendo provenientes de um reator UASB e de um sistema de Lodos Ativados Convencional. A Tabela 1 apresenta as quantidades de lodo de inóculo introduzidas no reator.

Tabela 1: Características do Lodo de Inóculo do RBSGA

Parâmetro	Lodo UASB	Lodo Ativado	Lodo Total
Volume introduzido (L)	250	300	550
SSV (mg/L)	17.422	5.080	-
SST (mg/L)	36.547	9.360	-
Massa Introduzida (kgSSV)	4,356	1,524	5,88
Massa Introduzida (kgSST)	9,137	2,808	11,945

Inicialmente, manteve-se a chave que controla o nível de lodo/esgoto no reator posicionada de forma que a altura operacional fosse mantida em 4,2 m, perfazendo um volume útil (V_U) igual a $0,825 \text{ m}^3$. Adotou-se como estratégia de partida, a relação A/M de $0,6 \text{ kgDBO/kgSSV.d}$, o que implica, portanto, em um volume de enchimento por batelada de $0,44 \text{ m}^3$, fazendo com que a cada ciclo de operação a troca volumétrica ($V_{\text{enchimento}}/V_U$) fosse de 53%. Deve-se ressaltar que esses parâmetros foram sofrendo variações de acordo com o andamento da pesquisa. O cálculo da idade do lodo foi feito levando-se em conta a perda de sólidos no



efluente final. A carga orgânica carbonácea e a carga nitrogenada aplicadas, no momento da partida, foram de 1,38 kgDBO/m³.d e 0,18 kgN-NH₃/m³.d, respectivamente.

Com o objetivo de otimizar os custos advindos da introdução de ar no reator, mas sem prejudicar o processo de granulação no que diz respeito à influência da hidrodinâmica e das forças de cisalhamento, com base nos trabalhos de Tay e colaboradores (LIU, Y.-Q. e TAY, 2006), aplicou-se uma vazão de ar de 200 L/min, o que corresponde a uma velocidade superficial ascensional de 1,7 cm/s, com níveis de OD variando entre 5 e 6 mgO₂/L.

Monitoramento Laboratorial

Tanto o esgoto sanitário quanto o efluente produzido pelo processo, foram caracterizados através da determinação das variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) total e solúvel, Demanda Química de Oxigênio (DQO) total e solúvel, Série Nitrogenada (NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), Fósforo (total e solúvel) e Alcalinidade. As amostras de esgoto sanitário empregadas nas análises de caracterização foram compostas por 3 coletas pontuais: uma no período da manhã, outra no início da tarde e a última no fim da tarde. O lodo do reator foi caracterizado em termos de Sólidos em Suspensão Voláteis e suas propriedades de sedimentabilidade foram avaliadas por meio de ensaios de índice volumétrico do lodo (IVL) nas parcelas 5, 10 e 30 minutos e de velocidade de sedimentação por zona (VSZ) com a determinação dos coeficientes de sedimentabilidade (V₀ e K) através da aplicação da equação de Vesilind conforme proposto por van Haandel e Marais (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Todas as metodologias analíticas utilizadas seguiram à 21ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Como complemento, a caracterização morfológica do grânulo aeróbio presente no reator, foi realizada por meio de análises de imagens tal qual descrito por Santos e colaboradores (SANTOS et al., 2004), com frequência de 2 vezes por semana, utilizando-se o software ImageJ (versão 1,45s) para a determinação do diâmetro de Ferret e o grau de esfericidade dos grânulos durante os primeiros meses de operação. Após constatado o início da granulação, foi avaliada a distribuição granulométrica por espalhamento de luz laser em baixo ângulo (difração laser - 0,05 a 3000µm) (*Malvern Laser Light Scattering Instrument* - Malvern Instruments, Worcestershire, UK) utilizando 30 mL do lodo granular coletado em mistura completa durante a fase de aeração do reator. Este teste mostra a porcentagem de grânulos (aglomerados maiores que 0,2 mm) presentes no reator. Ainda, a estrutura dos grânulos foi avaliada por meio de microscopia eletrônica de varredura (MEV – FEI, QUANTA 650). A densidade de grânulos foi estimada empregando a metodologia proposta por Beun e colaboradores (BEUN et al., 1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do Esgoto Afluente

A composição média do esgoto doméstico aplicado ao processo pode ser observada na Tabela 2

Tabela 2: Resumo das características do afluente.

	DQO (mgO ₂ /L)		DBO (mgO ₂ /L)		Fósforo (mgP-PO ₄ ⁻³ /L)		N-NH ₄ ⁺ (mgN-NH ₄ ⁺ /L)	NTK (mgN-NH ₄ ⁺ /L)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)
	total	sol.	total	sol.	total	sol.			
N	40	40	28	28	42	42	47	47	48
Média	638	265	407	174	6,8	5,3	59	83	216
DP	244	122	108	52	5	1	14	26	68

Com base nessas concentrações, foi possível impor ao processo, na média, cargas volumétricas da ordem de 1,97±0,68 kgDQO/m³.d; 0,2±0,04 kgN-NH₃/m³.d e 0,05±0,02 kgP-PO₄⁻³/m³.d, valores semelhantes aos utilizados por diversos autores em trabalhos semelhantes (ADAV et al., 2008; FILALI et al., 2012; GUIMARÃES, 2017; JESUS, 2016; LI, J. et al., 2007; SCHWARZENBECK et al., 2004; WAGNER e DA COSTA, 2013).

Monitoramento das Variáveis Operacionais



A biomassa presente no reator manteve-se dentro de valores típicos para processos biológicos em suas variáveis pH e temperatura, sendo que foi possível operar o processo com pH em torno de $7,2 \pm 0,2$ e temperatura de $23,4 \pm 2,4$ °C.

Em relação à velocidade superficial ascensional, esta situou-se em torno de 1,7 cm/s conforme mencionado anteriormente, atendendo-se ao impositivo do favorecimento de altas forças hidrodinâmicas de cisalhamento fundamentais na formação de grânulos (ADAV et al., 2009; DE KREUK et al., 2005).

O tempo de detenção hidráulico (TDH) observado variou de 5,7 a 9,7 h, mantendo-se em média de $7,2 \pm 1,1$ h, próximos das 6 h recomendada por Beun e colaboradores (BEUN et al., 1999) para seleção de biomassa com alta velocidade de sedimentação e otimização do processo de granulação.

Aspectos de Granulação do Lodo Aeróbio

Controle de Sólidos no Reator e Idade do Lodo

O aumento da pressão hidráulica aplicado ao processo implicou diretamente nos valores de sólidos obtidos tanto no reator como no efluente final gerado. A Figura 3 mostra a série histórica da concentração dessa variável no decorrer do estudo.

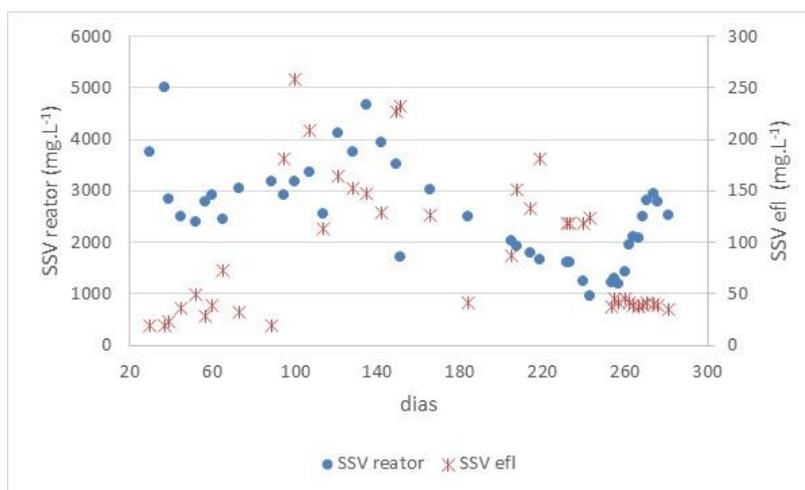


Figura 3: Série Histórica de SSV no RBSGA – Reator e Efluente

Durante as etapas de aclimação do processo de granulação, a concentração de SSV no reator manteve uma tendência de queda em seus valores em boa parte do estudo. Na primeira etapa, é possível observar uma oscilação negativa seguida de uma recuperação, a qual é intensamente afetada pela diminuição do tempo de sedimentação para 15 minutos (aproximadamente dia 150 da operação). Por meio da alteração do tempo de sedimentação para 10 minutos, a concentração de sólidos mantém a tendência de queda para, em seguida, aumentar seu valor até valores condizentes a processos de lodos ativados convencional.

Tal comportamento é resultado da influência direta do aumento da pressão hidráulica, na medida em que a biomassa “leve” é “lavada” do reator, selecionando apenas os flocos mais densos e compactos para permanecerem e tornarem-se os precursores dos grânulos, até que, uma vez granulada a biomassa floculenta, seja possível mantê-la retida mesmo com baixos tempos de sedimentação.

Devido a essa perda de sólidos, os valores de SSV medidos no efluente foram muito impactados até atingir-se a estabilidade do processo. Como pode ser observada na Figura 4, a perda de sólidos no efluente perdurou por todas as etapas de aclimação do processo, tendo seus valores reduzidos no final da aclimação, onde a presença de uma biomassa granular interrompeu o arraste de sólidos, mantendo os valores em torno de 40 mg/L. Esse valor, ainda que alto para o esperado em processos de lodos ativados, mostrou-se promissor quando comparado com o restante do estudo e alinhado a um baixo tempo de sedimentação.

Como consequência desse comportamento, as variáveis idade do lodo e relação alimento microrganismo foram igualmente afetadas. A relação A/M teve que ser continuamente recalculada para atender a concentração de SSV medida, enquanto que a idade do lodo foi calculada apenas com base na perda de sólidos no efluente. A Figura 4 mostra como essas variáveis se comportaram ao longo do estudo.

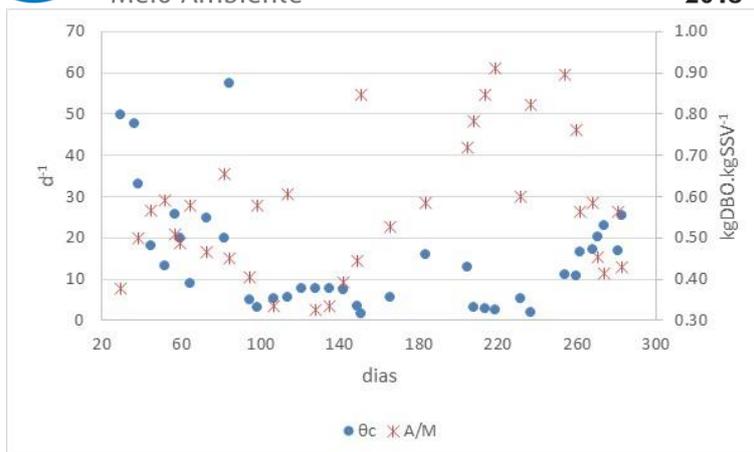


Figura 4: Variação da idade do lodo e relação A/M

A relação A/M oscilou entre valores condizentes aos aplicados em processos de lodos ativados de alta taxa e convencional, acompanhando a flutuação de SSV no reator. Os baixos valores de idade do lodo nas primeiras etapas da aclimação ocorreram devido ao arraste de sólidos no efluente. No entanto, com a estabilidade do processo em termos de granulação, houve a recuperação de SSV no reator de modo que a idade do lodo se manteve em valores típicos de processos de lodos ativados de aeração prolongada.

Sedimentabilidade do lodo

A sedimentabilidade do lodo granular foi avaliada mediante valores de Índice Volumétrico de Lodo (IVL), Velocidade de Sedimentação por Zona e por meio da obtenção dos coeficientes da Equação de Vesilind (V_0 e K).

Tal qual o esperado em processos de granulação, as medidas de IVL resultaram após as etapas de aclimação, em valores inferiores a 100 mL/g, tanto para IVL 30, como para as medidas feitas em 5 e 10 minutos. A relação entre IVL 30 e 10 manteve-se em torno de 90%, e entre IVL 30 e 5 acima de 70%, indicando a efetiva granulação do reator. A Figura 5 traz os resultados obtidos ao longo do estudo.

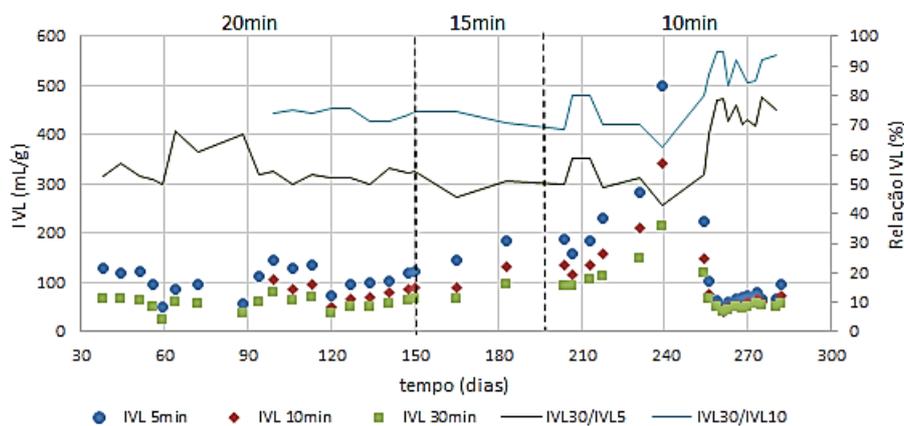


Figura 5: Monitoramento de IVL ao longo do estudo

Os ensaios de velocidade de sedimentação por zona refletem o mesmo comportamento do observado para IVL. A Figura 6 ilustra os resultados das medidas de deslocamento da interface lodo/líquido sobrenadante ao longo do intervalo de sedimentação de 30 minutos.

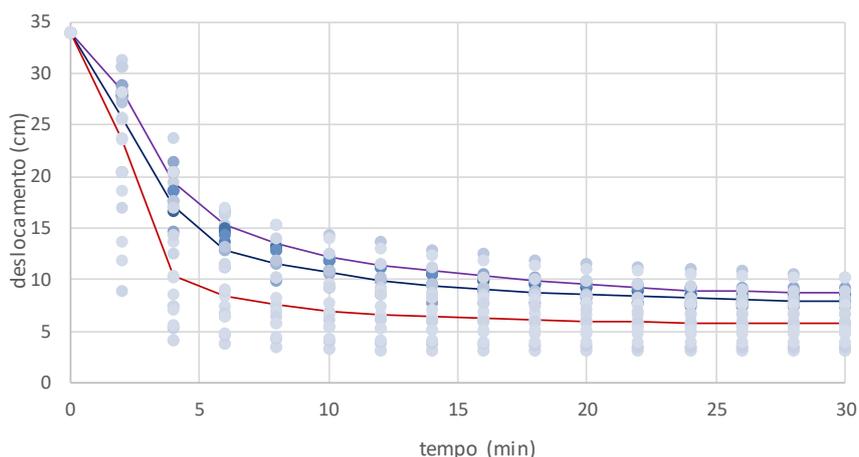


Figura 6: Curvas de Sedimentação obtidas nos ensaios de VSZ

Pode-se verificar, com base na Figura 6, a acentuada progressão da declividade do deslocamento em função da diminuição do tempo de sedimentação e consequente seleção de biomassa mais compacta e densa, o que gera um aumento na velocidade de sedimentação. A partir destes resultados, foi possível determinar a VSZ, utilizando-se os pontos que compõem a primeira inclinação da curva. A Figura 7 ilustra a tendência de aumento da VSZ observada ao longo do estudo.

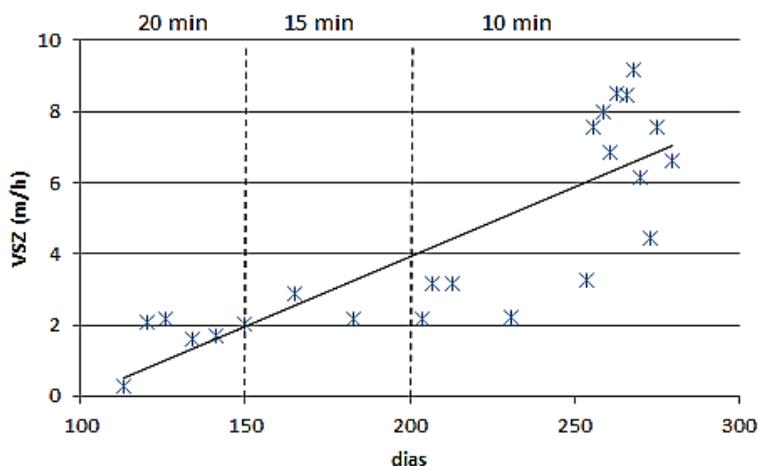


Figura 7: Velocidades de Sedimentação por Zona

Os resultados obtidos podem ser considerados baixos. De acordo com Qin e colaboradores (QIN et al., 2004), os grânulos podem sedimentar com velocidade variando de 25 a 70 m.h⁻¹, que são significativamente mais rápidos do que flocos com 7 a 10 m.h⁻¹. Isto significa que as velocidades encontradas são inferiores mesmo às que se verificam com lodo apenas floculado. Esta preocupação conduziu à realização de ensaios de exploração da Equação de Vesilind para aprofundamento do conhecimento sobre as características de sedimentação do lodo misto, granular e floculado.

Na Figura 8, ilustra-se um exemplo de curva proveniente de um ensaio de sedimentação realizado em 12/01/2018, já com 10 minutos de tempo de sedimentação, obtido para o lodo misto em diferentes concentrações, conforme o procedimento recomendado por van Haandel e Marais (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999) para a obtenção dos coeficientes de sedimentabilidade.

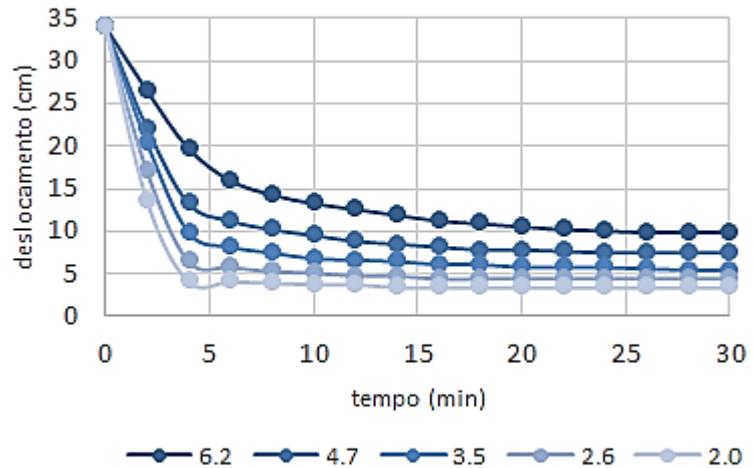
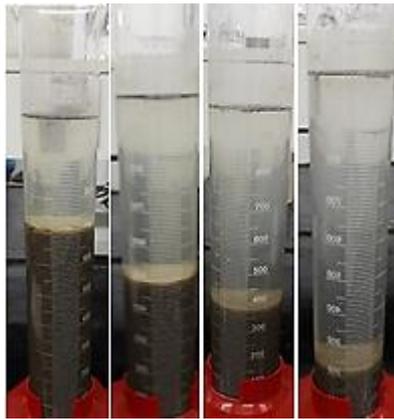


Figura 8: Exemplo de Curvas de Sedimentação

Considerando-se os trechos lineares iniciais, foi possível determinar os valores de K e V_0 , como pode ser visto na Figura 9. A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos para essas variáveis ao longo do estudo.

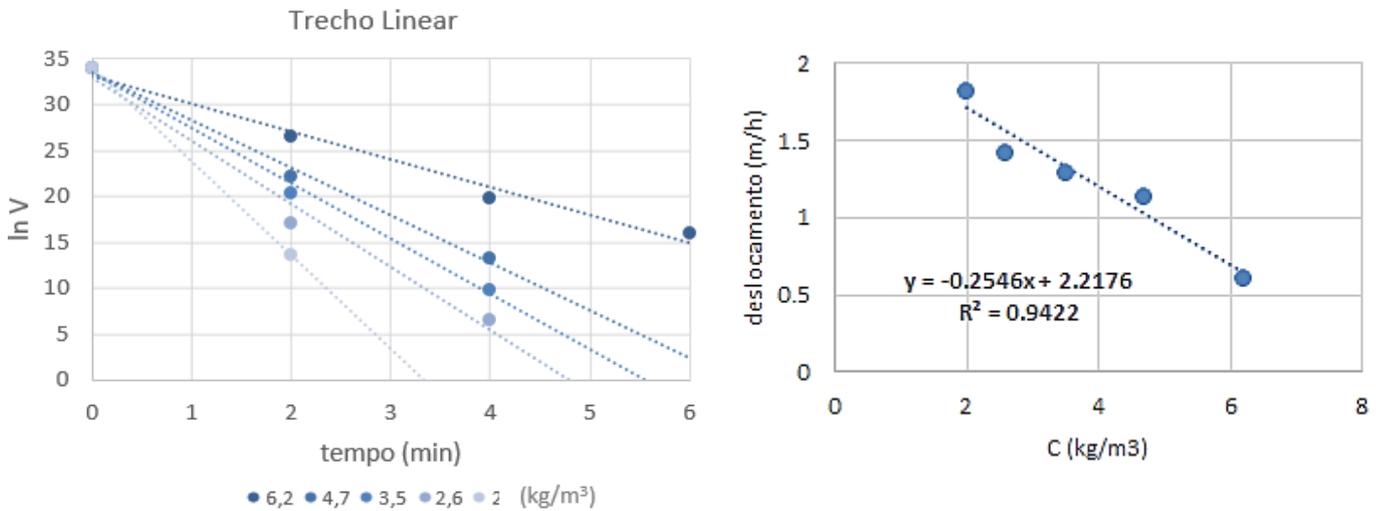


Figura 9: Determinação de K e V_0 da Equação de Vesilind.

Na Tabela 3, são apresentados todos os resultados em cada etapa ao longo de toda a pesquisa.

Tabela 3: Resultados das determinações de K e V_0 da Equação de Vesilind

Tempo de Sedimentação min	K g/L	V_0 m/h	R^2 %
20	0,2	4,3	100
20	0,2	4,9	98
15	0,3	5,3	98
15	0,2	6,8	99
15	0,3	6,4	99
15	0,5	5,3	99
10	0,2	8,2	94



10	0,2	9,2	95
----	-----	-----	----

Os valores do coeficiente de compressibilidade (K) foram mais baixos do que o limite proposto por van Haandel e Marais (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999) para lodo ativado classificado como “bom”, 0,31 L/g, evidenciando a presença de lodo granular. Assim, pode-se considerar que o lodo em estudo possui boa compressibilidade, o que é reforçado pelos valores de IVL obtidos (Figura 6), porém, apresenta velocidade inicial de sedimentação baixa para lodo granular, mas, após as etapas de aclimação, superior à observada em sistemas de lodos ativados convencionais de 3 a 5 m/h (GIOKAS et al., 2003).

Características Físicas do Lodo

Na Figura 10, apresentam-se imagens de grânulos removidos do reator e lavados para a separação dos flocos e melhor observação.



Figura 10: Imagens dos grânulos formados após 200 dias de operação.

Em seguida, passou-se a acompanhar o desenvolvimento dos grânulos em termos de diâmetro e esfericidade, recorrendo-se ao software ImageJ e à distribuição granulométrica.

Diâmetro e Esfericidade dos Grânulo

Para uso do *software ImageJ*, as amostras do lodo foram diluídas com água destilada em 15 vezes e alíquotas de 1 mL foram colocadas na Câmara de Sedwick Rafter para o registro fotográfico no microscópio ótico (x40). As imagens foram trabalhadas com uso do *Software ImageJ* versão 1.45s (FERREIRA e RASBAND, 2011). Foram obtidas imagens (registros fotográficos) e, após o trabalho das mesmas com uso do *software ImageJ*, foram calculados os valores médios, mínimos e máximos do diâmetro de Ferret e do coeficiente de circularidade. Nas Figuras 11 e 12, são apresentados os resultados de diâmetro de Ferret e de circularidade dos grânulos, respectivamente.

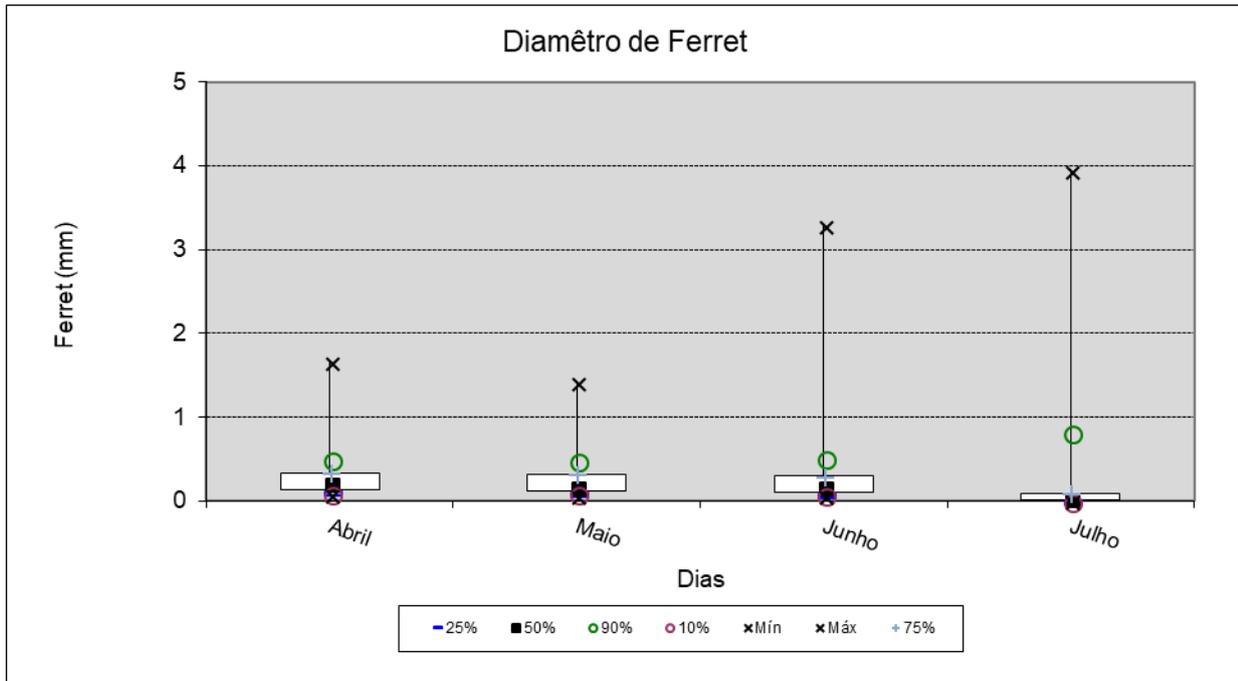


Figura 11: Diagramas Box-Whiskers dos resultados de diâmetro de Ferret

Observa-se na Figura 11 que as medianas oscilaram em torno de 0,2 mm, caracterizando o lodo como granular, conforme Gao e colaboradores (GAO et al., 2011), sendo que a tendência de crescimento pode ser observada tanto em termos do percentil 90% como nos valores máximos.

Da mesma forma, observa-se na Figura 12 certa estabilidade das medianas do coeficiente de esfericidade em torno de 0,7.

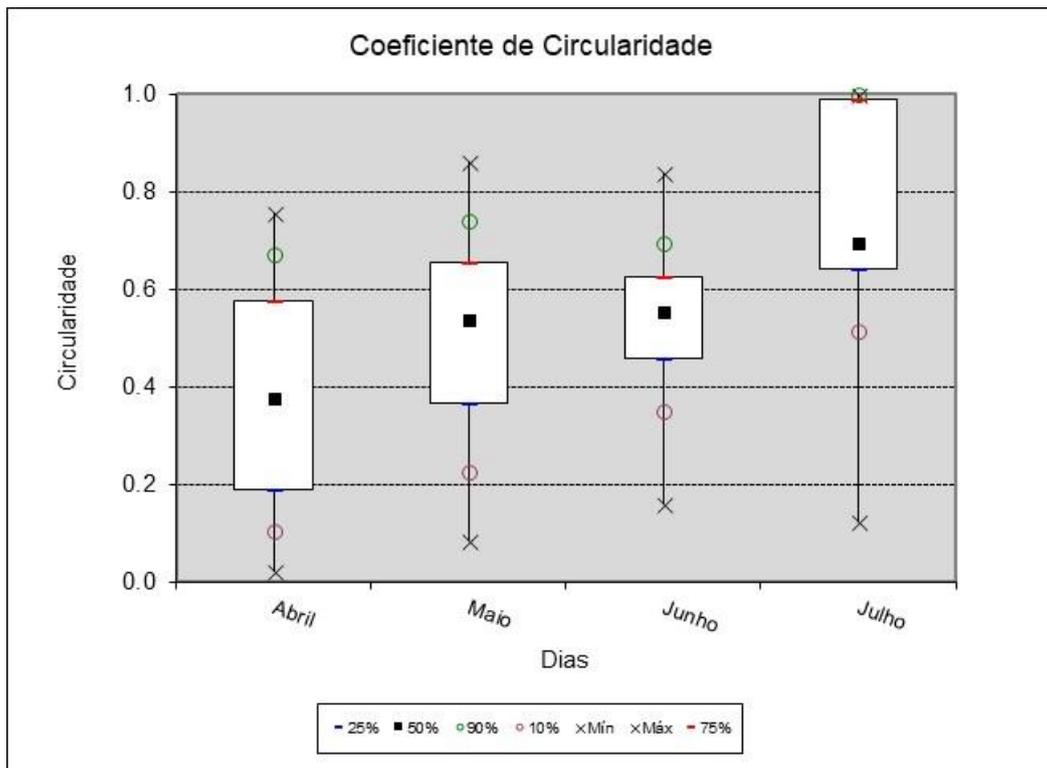


Figura 12: Diagramas Box-Whiskers dos resultados de circularidade dos grânulos



Na Figura 13, mostram-se imagens caracterizando a evolução da morfologia dos grânulos ao longo do tempo.

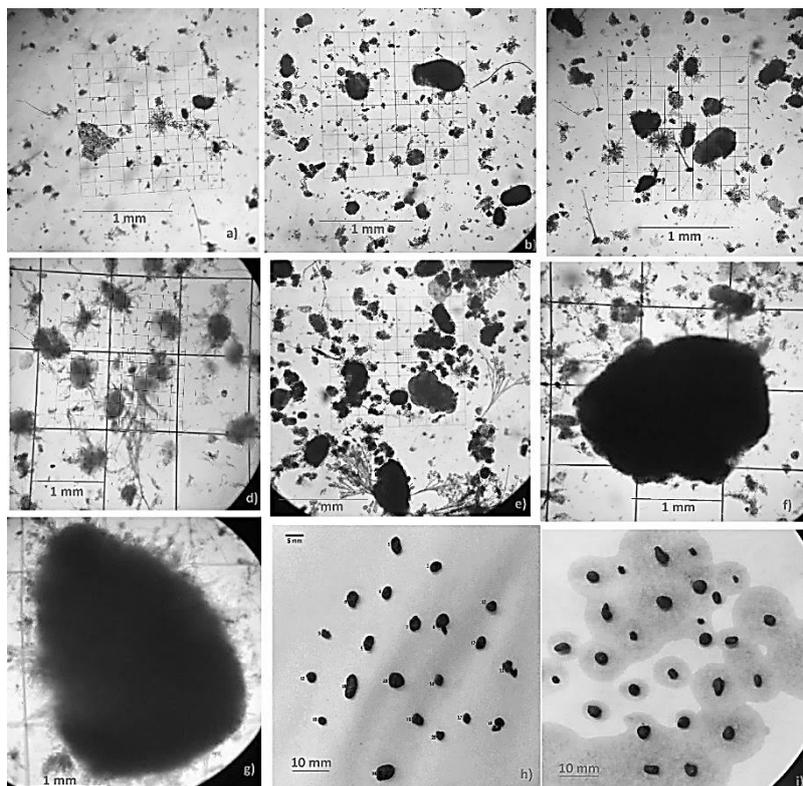


Figura 13: Imagens dos grânulos. a) de 0 a 30 dias; b) de 30 a 60 dias; c) de 60 a 90 dias; d) de 90 a 120 dias; e) de 120 a 150 dias; f) de 150 a 180 dias; g) de 180 a 210 dias; h) de 210 a 240 dias.

Na Figura 14, apresenta-se a imagem de um grânulo obtida por microscopia eletrônica de varredura, mostrando forma arredondada e existência de pequenas cavidades.

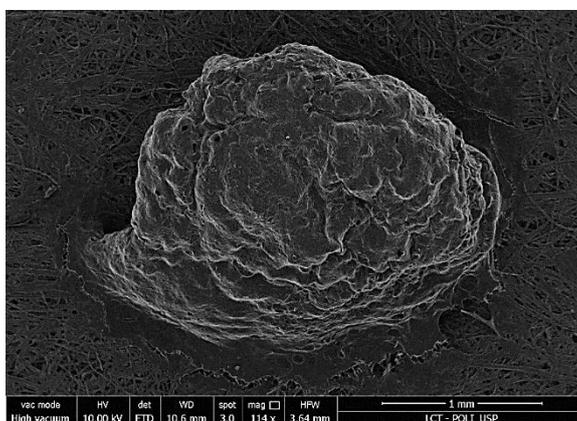


Figura 14: Micrografia de microscopia eletrônica de varredura (MEV) do Grânulo.

Distribuição do Tamanho das Partículas do Lodo

A distribuição de tamanho dos grânulos foi determinada através da análise de granulometria por espalhamento de luz laser em baixo ângulo e os resultados são apresentados na Figura 15.

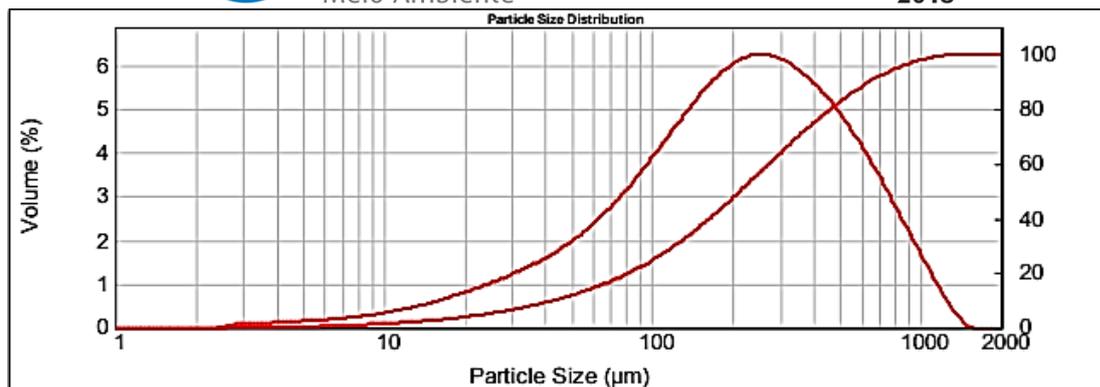


Figura 15: Distribuição do tamanho das partículas

Pode ser observada nesta figura 15, a predominância de partículas na faixa de 0,1 a 1 mm, com distribuição volumétrica de certa forma homogênea. Os grânulos de grandes dimensões compõem ainda apenas cerca de 5% do volume total das partículas de lodo.

Relação entre Granulação e Tratamento do Esgoto

Como já discutido nos itens anteriores, a contínua diminuição do tempo de sedimentação ao longo da etapa de aclimatação provocou instabilidade na concentração da biomassa presente no reator. As Figuras 16 e 17 propõem uma correlação entre o resultado da remoção de matéria orgânica e nitrogênio com a imposição de pressões hidráulicas progressivas.

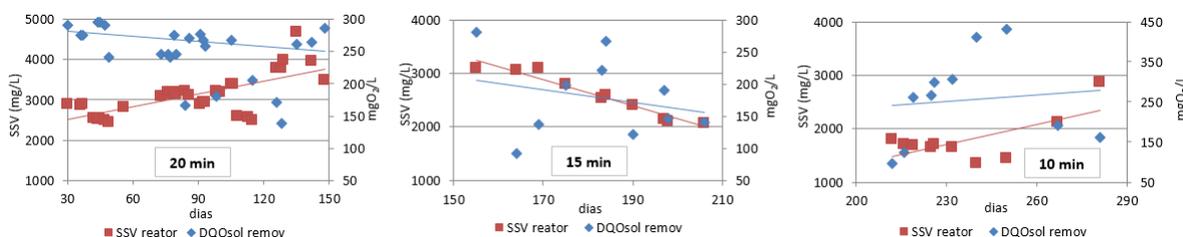


Figura 16: Correlação entre remoção de matéria orgânica e tempo de sedimentação

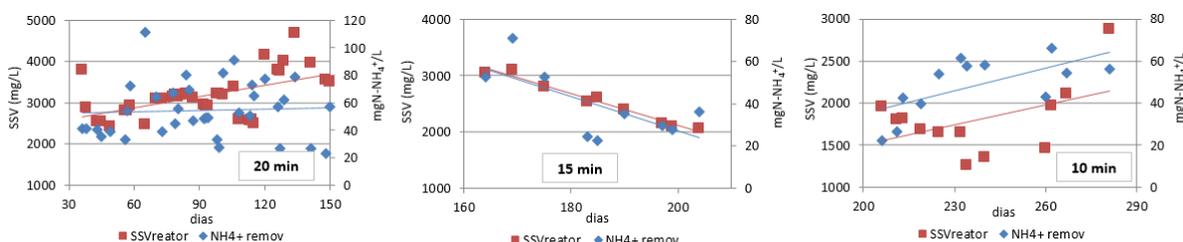


Figura 17: Correlação entre remoção de amônia e tempo de sedimentação

Conclui-se, com base nas Figuras 16 e 17, que a redução do tempo de sedimentação para 15 minutos provocou o arraste de sólidos para o efluente de tal forma que a diminuição na concentração dessa variável afetou tanto a conversão de matéria orgânica como a de nitrogênio, sendo que a progressiva granulação da biomassa permitiu a recuperação do processo, chegando com o regime estabilizado, por volta do 250º de monitoramento, a valores médios de 20 mgO₂/L (DQO_{sol}) e 6 mgN-NH₄⁺/L no efluente.

No que tange ainda a remoção de nitrogênio, a Figura 18 apresenta os resultados obtidos no efluente para as variáveis nitrito e nitrato em uma série histórica.

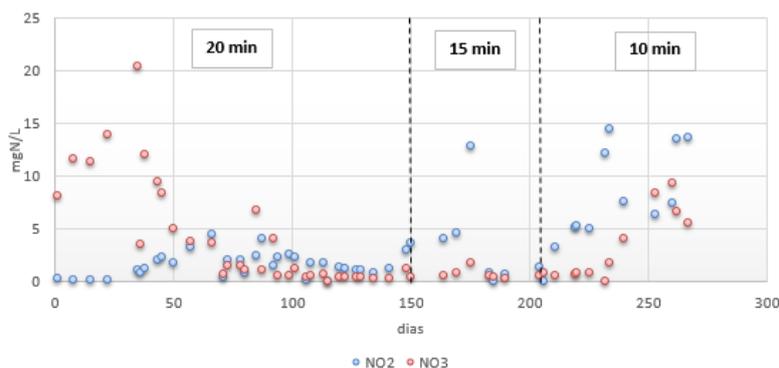


Figura 18: Concentração de Nitrito e Nitrato no efluente do Reator

Podem ser observadas concentrações relativamente baixas de nitrito e de nitrato no efluente do reator praticamente em todo o período de monitoramento. Porém, em grande parte do tempo isto ocorreu pela ausência da nitrificação, com exceção da etapa final, após a aclimatação, período em que a nitrificação efetivamente ocorreu e o nitrato foi consumido na desnitrificação. Deve ser observado que, pelo fato de o ciclo proposto não abranger uma etapa anóxica, pode-se atribuir a ocorrência da desnitrificação em decorrência do aumento do tamanho dos grânulos causar uma natural limitação da difusão do gás oxigênio em seu interior, possibilitando a formação de zona anóxica (interior) (BASSIN et al., 2012; LI, Z. H. et al., 2006). Dessa forma, o nitrato gerado pela nitrificação na zona aeróbia (externa) pode difundir-se para o interior chegando na zona anóxica, sendo desnitrificado, tal qual se observa em processos de nitrificação desnitrificação simultânea (NDS).

Em relação ao fósforo, não foi possível constatar o desenvolvimento e predomínio dos organismos acumuladores de fósforo (PAO), dado os valores obtidos no efluentes serem considerados normais para remoção desse nutriente em processos de lodos ativados. Em média, após o regime estabilizado, obteve-se cerca de 60% de remoção, gerando um efluente final, após o 250º de monitoramento, com cerca de 4 mgP- $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$.

CONCLUSÃO

O processo de tratamento de esgoto com o emprego de grânulos aeróbios é altamente promissor, na medida em que promove o aporte de sólidos ativos, por meio do desenvolvimento de uma biomassa densa e compacta, oferecendo capacidade para o recebimento de altas cargas em um espaço menor, além do fato de permitir a ocorrência de remoção de nitrogênio por meio de NDS, não necessitando de adaptações para inclusão de fase anóxica.

Analisando os resultados apresentados neste estudo, pode-se concluir que após o período de aclimatação com o progressivo aumento da pressão hidráulica por meio da diminuição do tempo de sedimentação, obteve-se a colonização do interior do reator biológico por uma biomassa mista, com predomínio de grânulos, perfazendo uma distribuição volumétrica relativamente homogênea com partículas variando de 0,1 a 1,0 mm com elevada velocidade de sedimentação, tornando o sistema apto para operar em regime estabilizado.

Em estudos futuros, deve-se levar em consideração a imposição e exploração dos resultados de diferentes idades do lodo, a fim de buscar o equilíbrio entre a remoção de nitrogênio e fósforo, bem como minimizar os efeitos da perda de sólidos observados nas etapas de aclimatação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAV, Sunil S. et al. **Aerobic granular sludge: Recent advances**. *Biotechnology Advances*, v. 26, n. 5, p. 411–423, 2008.

ADAV, Sunil S. e LEE, Duu-Jong e LAI, Juin-Yih. **Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times**. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 21, p. 5359–5361, 1 Nov. 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409006269>>. Acesso em: 5 apr. 2018.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st. ed. Wanshington, DC.: [s.n.], 2005. Disponível em: <<https://www.standardmethods.org/>>. Acesso em: 6 jun. 2018.



BASSIN, J. P. et al. **Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures.** Water Research, v. 46, n. 12, p. 3805–3816, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.015>>.

BEUN, J.J et al. **Aerobic granulation in a sequencing batch reactor.** Water Research, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1 Jul. 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498004631>>. Acesso em: 4 apr. 2018.

BINDHU, B.K. e MADHU, G. **Selection pressure theory for aerobic granulation - an overview.** International Journal of Environment and Waste Management, v. 13, n. 3, p. 317, 2014. Disponível em: <<http://www.inderscience.com/link.php?id=59944>>. Acesso em: 11 may 2018.

DE KREUK, M.K. e HEIJNEN, J.J. e VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge.** Biotechnology and Bioengineering, v. 90, n. 6, p. 761–769, 20 Jun. 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/bit.20470>>. Acesso em: 20 feb. 2018.

DE KREUK, M.K. e KISHIDA, N. e VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Aerobic granular sludge – state of the art.** Water Science & Technology, v. 55, n. 8–9, p. 75, 1 May 2007. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/cgi/doi/10.2166/wst.2007.244>>. Acesso em: 11 may 2018.

FERREIRA, T. ; e RASBAND, W. **The ImageJ User Guide**; 2011.

FILALI, Ahlem et al. **Stability and performance of two GSBP operated in alternating anoxic/aerobic or anaerobic/aerobic conditions for nutrient removal.** Biochemical Engineering Journal, v. 67, p. 10–19, 15 Aug. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X12001398>>. Acesso em: 11 may 2018.

GAO, Dawen et al. **Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment.** Critical Reviews in Biotechnology, v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011.

GIOKAS, Dimosthenis.L et al. **Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index using a unified settling characteristics database.** Water Research, v. 37, n. 16, p. 3821–3836, 1 Sep. 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135403002987>>. Acesso em: 11 may 2018.

GUIMARÃES, Lorena Bittencourt. **Caracterização Microbiológica Do Lodo Granular Na Remoção De Nutrientes E Potencial Em Reatores Em Bateladas Sequenciais** Microbiological Characterization of Granular Sludge for Nutrient Removal and Potential of Exopolymer Recovery From Effluents in Sequen. p. 261, 2017.

JESUS, Maurício De. **Granulação aeróbica natural em um reator em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário.** 2016. Florianópolis, SC., 2016. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/166871>>. Acesso em: 11 may 2018.

KONG, Yunhua et al. **Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios.** Enzyme and Microbial Technology, v. 45, n. 5, p. 379–383, 2009.

LI, J. et al. **Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors.** Water Science & Technology, v. 55, n. 8–9, p. 403, 1 May 2007. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/cgi/doi/10.2166/wst.2007.284>>. Acesso em: 8 may 2018.

LI, Z. H. e KUBA, T. e KUSUDA, T. **Selective force and mature phase affect the stability of aerobic granule: An experimental study by applying different removal methods of sludge.** Enzyme and Microbial Technology, v. 39, n. 5, p. 976–981, 2006.

LIU, Y.-Q. e TAY, J.-H. **Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge.** Journal of Biotechnology, v. 124, n. 2, p. 338–346, 13 Jul. 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168165606000873>>. Acesso em: 23 jul. 2018.

LIU, Yong Qiang e TAY, Joo Hwa. **Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time.** Applied Microbiology and Biotechnology, v. 75, n. 1, p. 205–210, 2007.

LIU, Yu et al. **Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor.** Applied Microbiology and Biotechnology, v. 67, n. 1, p. 26–32, 10 Apr. 2005. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00253-004-1820-2>>. Acesso em: 2 apr. 2018.



MIAO, Wang et al. **Aerobic Granulation under Low Selection Pressure**. 2011, [S.l.: s.n.], 2011. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/fab0/7de94fd7077044756b8edde9c2407ce0aa79.pdf>>. Acesso em: 11 may 2018.

QIN, Lei e LIU, Yu e TAY, Joo-Hwa. **Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor**. *Biochemical Engineering Journal*, v. 21, n. 1, p. 47–52, 1 Sep. 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X04001251>>. Acesso em: 4 apr. 2018.

SANTOS, Hélio Rodrigues Dos et al. **Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário**. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 291–300, Dec. 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522004000400005&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 11 may 2018.

SCHWARZENBECK, N. e ERLEY, R. e WILDERER, P.A. **Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter**. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 11–12, 2004.

TAY, J.-H. e LIU, Q.-S. e LIU, Y. **The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 57, n. 1–2, p. 227–233, 1 Oct. 2001. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s002530100766>>. Acesso em: 8 may 2018.

VAN HAANDEL, A.C. e MARAIS, G. **Comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicacoes para projetos e operação**. [S.l.: s.n.], 1999. Disponível em: <<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=93120&indexSearch=ID>>. Acesso em: 11 may 2018.

WAGNER, J. e DA COSTA, R.H.R. **Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor Using Real Domestic Wastewater**. *Journal of Environmental Engineering*, v. 139, n. 11, p. 1391–1396, Nov. 2013. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0000760>>. Acesso em: 4 apr. 2018.

ZHU, Liang et al. **Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process**. *Chemical Engineering Journal*, v. 217, p. 442–446, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.132>>.