

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM SISTEMA UASB SEGUIDO DE LAT E POSTERIOR SEPARAÇÃO DE MICROALGAS POR FAD

* José Carlos Alves Barroso Júnior¹
Maria Cristina de Almeida Silva²
Nestor Leonel Muñoz Hoyos²
Eddie Francisco Gómez²
Felipe Krüger Leal²
Luiz Olinto Monteggia²

NUTRIENT REMOVAL USING A UASB REACTOR FOLLOWED BY A HIGH-RATE POND AND DAF

Recibido el 31 de diciembre de 2019; Aceptado el 18 de septiembre de 2020

Abstract

The discharge of partially treated effluents with nutrients may cause eutrophication in water bodies. To avoid this process due treatment is necessary to improve the final quality of the effluent to be released. This work presents the treatment of domestic sewage from an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) followed by a high algal rate lagoon (LAT) with subsequent separation of algal biomass by dissolved air flotation (FAD) operated for one year. The UASB reactor was managed at a flow rate of 1.6 m³/h and a HRT of 10.8 h. The pond was worked at a flow rate of 0.8 m³/h with a HRP of 4.1 days. Inorganic coagulant ferric chloride with a dosage of 40 mg/L and organic flocculant Tanfloc SG with a dosage of 50 mg/L were tested to assist the flotation system. The UASB+LAT system showed an average TKN removal of 61.3 ± 11.2 % and the total phosphorus 32.3 ± 5.5 %. The overall removal observed in the pond and separations tests showed that ferric chloride showed a higher performance in the removal of total phosphorus reaching values of 74.5 ± 7.5 %. On the other hand, Tanfloc SG performed better for the removal of volatile suspended solids and organic matter with up to 88.2 ± 4.3 % and 89.8 ± 4.2 %, respectively.

Keywords: algae, HRP, UASB, flocculation, coagulation/flotation.

¹ Faculdade Dom Bosco Porto Alegre, Engenharia Ambiental e Sanitária, Brasil.

¹ Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

* *Autor correspondente:* Faculdade Dom Bosco - Engenharia Ambiental e Sanitária, Faculdade Dom Bosco, R. Mal. José Inácio da Silva, 355 - Passo d'Areia, Porto Alegre - RS, 90520-280. Brasil. Email: jrzenite@gmail.com

Resumo

O despejo de efluentes parcialmente tratados com presença de nutrientes pode causar eutrofização nos corpos hídricos. Para evitar este processo, é necessário o devido tratamento que visa a melhoria na qualidade final do efluente a ser lançado. Este trabalho apresenta o tratamento de esgoto doméstico a partir de reator anaeróbio de manto de lodo (UASB) seguido de lagoa de alta taxa de algas (LAT) com posterior separação da biomassa algal através da flotação por ar dissolvido (FAD) operado durante um ano. O reator UASB foi operado com vazão de 1.6 m³/h e TDH de 10.8 h. A LAT foi operada com vazão de 0.8 m³/h e com TDH de 4.1 dias. Para o auxílio na flotação, foram realizados testes com o coagulante inorgânico cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L e comparado com testes utilizando o floculante orgânico Tanfloc SG[®] com uma dosagem de 50 mg/L, operado com vazão de 1.7 m³/h e TDH de 40 minutos. O sistema UASB + LAT apresentou remoção média de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) de 61.3 ± 11.2 % e para o fósforo total de 32.3 ± 5.5 %. Os resultados dos testes de flotação mostraram que o cloreto férrico obteve desempenho superior para a remoção de fósforo total, atingindo valores de 74.5 ± 7.5 %. Já o Tanfloc SG apresentou maior capacidade de remoção de sólidos suspensos voláteis e matéria orgânica (DQO) com valores de 88.2 ± 4.3 % e 89.8 ± 4.2 %, respectivamente.

Palavras chave: algas, LAT, UASB, floculação, coagulação, flotação, efluente sanitário.

Introdução

O tratamento do esgoto doméstico e industrial gerado pela sociedade é essencial para a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento sustentável do país. O despejo destes efluentes sem o tratamento adequado pode resultar não somente em problemas diretos a saúde humana, mas também na contaminação dos corpos receptores. Um dos principais problemas associados ao descarte inadequado de efluentes está associado à eutrofização de corpos hídricos (Benítez *et al.*, 2018; Winkler & Straka, 2019; Zhu *et al.*, 2018), o que tem resultado em elaboração de normas mais rigorosas relativas à qualidade dos resíduos líquidos (Cikoski *et al.*, 2008; Januário, 2012).

Como resultado disso, pesquisas têm sido direcionadas para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas residuárias que permitem a remoção e possível recuperação de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Cruz *et al.*, 2018; El-Shafai *et al.*, 2007; Rugaika *et al.*, 2019; Ward *et al.*, 2018). A elevada concentração destes nutrientes nos corpos hídricos resulta em um ambiente propício para o crescimento acelerado de diversas espécies de algas e macrófitas, o que pode torná-lo um ambiente inóspito para outras espécies (Benítez *et al.*, 2018; Hauser-Davis *et al.*, 2015; Rawat *et al.*, 2011).

Os sistemas comumente utilizados, como lodos ativados, se caracterizam pela elevada eficiência de remoção de matéria orgânica. Contudo, apresentam elevado custo energético e podem não atender a remoção de nutrientes desejada (Godos *et al.*, 2009; Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2018). Desta forma, processos alternativos de tratamento que recuperam energia e nutrientes,

enquanto atingem eficiências satisfatórias de remoção dos mesmos são um desafio emergente (Batstone *et al.*, 2015).

A conversão de resíduos orgânicos em biogás por meio da digestão anaeróbia vem ganhando força nos últimos anos como uma tecnologia de energia renovável (Yu *et al.* 2019). Porém, a remoção de nutrientes neste tipo de reatores é baixa (Van Haandel *et al.*, 1994; Van Haandel & Cavalcanti, 1995) e por isso os efluentes oriundos destes sistemas não podem ser lançados em ambientes naturais (Kimura *et al.*, 2019).

Uma das opções para recuperar os nutrientes da digestão anaeróbia é a produção de biomassa de microalgas (Abdel-Raouf *et al.*, 2012; Monfet *et al.*, 2018). Estes podem ser incorporados pela densa biomassa de microalgas cultivadas em lagoas de estabilização (Powell *et al.*, 2010) e lagoas de cultivo de microalgas (Barroso, 2015).

As lagoas de alta taxa (LAT) para produção de algas são uma variante das lagoas de estabilização convencionais, as quais incorporam um sistema de mistura simples e controladores de fluxo (*baffles*) com o objetivo de maximizar a utilização da energia solar para a produção de biomassa e absorção de nutrientes (Craggs *et al.*, 2011; Fallowfield *et al.*, 1996; Mehrabadi *et al.*, 2015; Pinto & Onoyama, 1991).

Outro benefício é o aproveitamento do dióxido de carbono (CO₂) produzido pelas bactérias presentes na lagoa (gás do efeito estufa), o que torna uma fonte de energia mais sustentável (Craggs *et al.*, 2011). Como desvantagens de seu uso, pode-se citar as cargas elétricas presentes na superfície e o tamanho de partícula (diâmetro igual ou maior a 1.2 µm), fatores que dificultam a remoção das microalgas do meio líquido.

As microalgas podem ser removidas a partir da flotação por ar dissolvido (FAD), pois, inúmeras espécies tendem a flotar, ao invés de sedimentar, tornando a FAD uma proposta mais atrativa e eficiente para a sua remoção. Além das microalgas, também se destaca a remoção dos poluentes capturados pelas mesmas, bem como os demais presentes no líquido que podem se aderir aos flocos ou reagir com os coagulantes (Lee *et al.*, 1992; Hanotu *et al.*, 2012; Laamanen *et al.*, 2016).

Contudo, cabe ressaltar que a utilização de coagulantes/floculantes em conjunto com a FAD se faz necessária para agregar as células de microalgas, produzindo flocos de tamanho ideal para que estes sejam passivos de flotação (Laamanen *et al.*, 2016). O uso de coagulantes/floculantes orgânicos é atrativo, sendo que estes tendem a reagir inicialmente com os sólidos que estão em suspensão (Lee *et al.*, 2012), já os coagulantes inorgânicos podem reagir tanto com o fósforo presente no efluente quando com as partículas em suspensão e coloidais (Gregor *et al.*, 1997; Moffett, 1968).

Sendo assim, a associação de processos biológicos anaeróbios-aeróbios (UASB + LAT) e separação das algas por FAD permite atingir elevada eficiência de remoção de biomassa algal (Teixeira & Rosa, 2007; Teixeira *et al.*, 2010; Teixeira, 2006) e nutrientes (Edzwald, 1995; Kitchener & Gochin, 1981). Propicia-se, desta forma, a oferta de produtos finais de maior valor agregado, tais como biocombustíveis e outras fontes de energias renováveis (Tchobanoglous *et al.*, 2015).

A alternativa de utilização de LAT para o tratamento de efluentes sanitários tem sido explorada (Craggs *et al.*, 2014; Sutherland *et al.*, 2015), obtendo sistemas já implementados para o tratamento do efluente gerados em cidades (Beltrán-Rocha *et al.*, 2017; Mehrabadi *et al.*, 2015).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a remoção e recuperação de nutrientes a partir do tratamento de efluentes sanitários por reator UASB + LAT, com posterior sistema de coagulação/floculação mecanizado seguido por uma etapa final de separação sólido/líquido por FAD.

Metodologia

Sistema experimental

Os experimentos foram realizados em estação experimental, em escala piloto, localizada nas instalações da estação de tratamento de esgotos (ETE) São João-Navegantes (DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre), Porto Alegre, RS, durante o período de um ano (março de 2014 a março de 2015). O sistema avaliado consistiu de um reator anaeróbio de manto de lodo (UASB) alimentado com esgoto bruto sanitário (previamente gradeado e desarenado), seguido por uma LAT para produção de microalgas com posterior adensamento com coagulação/floculação mecanizada e final separação por FAD.

O UASB foi construído em fibra de vidro com volume útil de 18.3 m³, (diâmetro interno de 2.42 m, altura de 4 m) e um sistema de alimentação através de uma bomba helicoidal com três tubos descendentes. Foi operado com vazão de 1.6 ± 0.1 m³/h, com tempo de detenção hidráulico (TDH) de 0.42 dias. O efluente deste sistema foi conduzido para uma LAT construída com diques revestidos em concreto com taludes inclinados à 45° a qual possui uma pá impulsora para garantir uma velocidade de movimento do líquido de 0.15 - 0.30 m/s (Craggs; Park; Heubeck; Sutherland, 2014).

A LAT possui área superficial (As) de 148 m² e foi operada com altura da lâmina da água de 0.3 m, totalizando volume útil de 80 m³. A mesma foi alimentada com vazão de 0.8 ± 0.05 m³/h e TDH de 4.2 dias.

O sistema piloto de coagulação/floculação foi dimensionado a partir de dados já concretizado pelas bibliografias como Di Bernardo & Dantas (2006), Richter (2009) e Barroso (2015), empregando unidade de mistura rápida para dispersão do coagulante seguido de câmara de floculação mecanizada, conforme as características apresentadas na tabela 1.



Figura 1. Sistema piloto de tratamento de efluentes.

Tabela 1. Parâmetros de caracterização do sistema de coagulação/floculação.

Parâmetro	Mistura Rápida	Mistura Lenta		
		Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3
Volume (m ³)	0.0033	0.149	0.234	0.466
TDH (s)	7	316	496	987
Gradiente (s ⁻¹)	2000	75	50	25
Nº de agitadores	-	3	2	1

O flotador de operação contínua foi construído em chapas de acrílico constituído de três câmaras; (1) câmara de ascensão de 0.55 m x 0.1 m x 1.80 m (largura x comprimento x altura); (2) câmara de separação sólido-líquido de 0.55 m x 0.70 m x 1.85 m e a (3) câmara de recepção dos sólidos de 0.55 m x 0.30 m x 0.20 m, totalizando volume útil de 1.12m³ (0.55m x 1.10m x 1.85m). O sistema foi alimentado com vazão de 1.7 m³/h, resultando em TDH de 40 min. O vaso de pressão para saturação de ar na água foi executado com diâmetro interno de 97.8 mm e altura de 1.45 m, sendo parcialmente preenchido com "pall rings" de 25 mm (55 %) e operado com pressão de três atmosferas. A pressurização foi realizada a partir do compressor de ar elétrico de 50L de volume e potência de 2cv.

Os coagulantes utilizados foram o cloreto férrico (inorgânico) e Tanfloc SG (orgânico). Para determinar a dosagem ideal foram realizados teste de jarros, sendo testados as concentrações de cloreto férrico de 20-60 mg/L e do Tanfloc SG de 5-55 mg/L. Os testes de jarros preliminares foram realizados para avaliar o efeito do pH (6.5 – 10.0), gradiente de velocidade, tempo de mistura da floculação e dosagem dos produtos. O tempo de coagulação foi mantido em 1 min, de floculação na faixa de 20 - 40 min e sedimentação em 30 min.

Os testes foram realizados sempre em triplicatas para o período da manhã (8:00 – 11:00) e para o período da tarde (13:00-16:00), pois as amostras em que se aplicaram os coagulantes/floculantes (LAT) sofrem variação do pH e alcalinidade ao decorrer do dia (Park; Craggs; Shilton, 2011; Barroso, 2015).

As amostras coletadas para os testes de jarros no período da manhã apresentaram valores de pH na faixa do neutro entre 6.8 – 7.3, já para o período da tarde obteve-se valores na faixa entre 9.3-9.7, sendo este o efeito natural das lagoas de alta taxa de microalgas.

Nos testes de separação das microalgas por FAD foram aplicadas as concentrações ótimas encontradas nos testes de jarros durante o período da manhã. Os testes de FAD foram repetidos seis vezes para cada coagulante e floculante nas dosagens ótimas.

Foram realizadas cinco coletas do afluente e do efluente final a cada 30 minutos durante o processo de FAD, para compor uma amostra representativa foram mescladas as cinco coletas, todas com o mesmo volume e ao final coletada uma amostra para que fossem avaliados todos os parâmetros apresentados na parte de análise e monitoramento. O lodo flotado de microalgas foi coletado em tempo integral (durante todo o período da FAD), retirando-se uma amostra homogeneizada do total ao final do teste.

Análises de monitoramento

Para avaliação da eficiência dos sistemas propostos foram realizadas análises de monitoramento. As análises do esgoto bruto, UASB e lagoas de alta taxa tiveram periodicidade semanal no período de um ano. No sistema de FAD foram avaliados para cada um dos testes realizados, totalizando seis testes para o coagulante e seis para o floculante.

As análises de turbidez, pH e oxigênio dissolvido foram realizadas três vezes por semana, já a radiação solar e a temperatura foram analisadas diariamente com intervalo de 15 minutos, a partir de sensor de temperatura e radiação solar, em que se efetuava a leitura a cada 15 minutos. Os valores obtidos foram armazenados em *data logger*, os quais eram coletados do dispositivo uma vez por mês para garantir espaço de memória de armazenamento para os demais dados.

O parâmetro oxigênio dissolvido e pH foram utilizados como base para análise da atividade das microalgas, já que a fotossíntese consome CO₂ e gera O₂ (Smaha & Gobbi, 2003; Tessele, 2011) e com o consumo de ocorre a elevação do pH (Siqueira, 2013; Torres, 2014).

As análises químico-físicas de sólidos suspensos voláteis (SSV), alcalinidade, carbono orgânico total (COT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-amoniacal), nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), nitrato, fosfato e fósforo total (Pt), estão conforme os métodos apresentados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2003). A análise de lipídios foi realizada conforme Bligh e Dyer (1959), e a análise de clorofila-*a* foi baseada no método descrito por Wetzel e Likens (2000), sendo estas juntamente com os SSV as principais análises para avaliação da produção e concentração de microalgas e lipídios.

Os resultados obtidos foram avaliados por testes ANOVA e Tukey com confiabilidade de 95 % ($p=0.05$), sendo para valores de “ p ” menores que 0.05 não apresentam diferença estatística significativa. Considera-se que, para letras diferentes, há diferença significativa entre os mesmos. Para realização desta análise, utilizou-se o *software Minitab 17*, 2014.

Resultados e discussão

Caracterização física e química do afluente bruto e efluentes de UASB e da LAT

A caracterização das análises físicas e químicas do afluente bruto e dos efluentes do reator UASB e do efluente da LAT são apresentadas na tabela 2. A elevada variação dos dados do afluente bruto é devido a utilização do esgoto real recebido na ETE São João Navegantes, o qual é submetido à desarenação e ao gradeamento antes de ser direcionado para a planta piloto experimental. Desta forma há variação nas concentrações dos poluentes durante o ano, principalmente para cada estação.

Tabela 2. Caracterização do afluente bruto e efluente do UASB e da LAT.

Parâmetro	Afluente bruto	Efluente UASB	Efluente LAT
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	195.7 ± 15.2	229.6 ± 22.9	89.26 ± 18.3
ST (mg.L ⁻¹)	425.7 ± 78.9	245.6 ± 46.3	354.2 ± 43.6
SSV (mg.L ⁻¹)	89.9 ± 39.9	30.7 ± 10.1	122.8 ± 23.7
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	214.9 ± 93.1	126.0 ± 54.1	88.0 ± 23.7
DQO (mg.L ⁻¹)	330.50 ± 217.4	147.40 ± 97.4	209.00 ± 85.4
COT (mg.L ⁻¹)	71.90 ± 32.3	28.40 ± 5.8	80.50 ± 6.4
NTK-N (mg.L ⁻¹)	40.30 ± 13.7	36.30 ± 6.6	13.70 ± 3.9
N-Amoniacal (mg.L ⁻¹)	28.30 ± 11.7	32.30 ± 7.3	7.90 ± 4.7
Nitrato – N (mg.L ⁻¹)	ND*	0.153±0.03	4.14±1.5
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	2.70 ± 1.4	2.60 ± 0.4	1.60 ± 0.3
Fosfato (mg.L ⁻¹)	1.56 ± 0.6	2.27 ± 0.7	1.20 ± 0.3

*ND – Não detectado

A etapa inicial do tratamento foi realizada pelo reator UASB, com objetivo de retenção de sólidos e remoção de parcela da matéria orgânica facilmente biodegradável. O UASB apresentou remoções médias de SSV de 65.9 %, DBO₅ de 59.1 ± 15.6 % e DQO de 39.7 ± 12.1 % (Tabela 2). Os valores de remoção obtidos pelo reator neste trabalho são próximos aos presentes na literatura, 50-70 % para SSV, 40-70 % para DBO₅ e 30-60% para DQO (Calijuri *et al.*, 2009; Da Costa, 2013; Monteggia, 1991; Monteggia & Tessele, 2001; Tessele, 2011).

No efluente do reator UASB há elevação do nitrogênio amoniacal e fosfato devido à quebra de compostos orgânicos como proteínas e aminoácidos (processo de amonificação). Assim, parte do nitrogênio orgânico é convertido em N-amoniacal (Lourenço, 2006; Rezende *et al.*, 2003) e parcela do fósforo total convertido em fosfato (Bueno, 2011; Cruz *et al.*, 2018; Monfet *et al.*, 2018).

O efluente do reator UASB é despejado na LAT, elevando a concentração de N-amoniacal. Esta forma de nitrogênio pode ser convertida a nitrito e posteriormente a nitrato, os quais são mais facilmente sorvidos por microrganismos e microalgas, junto com fosfato e outros micronutrientes, o que resulta no desenvolvimento dos microrganismos fotossintéticos (Kerbaui, 2008; Park *et al.*, 2011; Taiz & Zeiger, 2004).

No efluente da LAT há elevação dos parâmetros removidos pelo reator UASB como ST (44.2 %), SSV (300 %), DQO (41.8 %) e COT (183.5 %), devido ao cultivo de microalgas (Tabela 2). Contudo, percebe-se que a elevação da concentração de microalgas não causa reflexo no valor da DBO₅. Isso pode ser decorrente da complexidade intrínseca das microalgas (cadeias orgânicas maiores),

e desta forma não são contabilizados na matéria orgânica facilmente biodegradável. Outra possibilidade é a que a produção de oxigênio a partir da fotossíntese seja utilizada para a oxidação da matéria orgânica compense o não aumento da DBO.

A elevação dos referidos parâmetros é consequência do desenvolvimento e proliferação das microalgas na LAT, já que convertem a água, CO₂ e energia solar em calor e energia química, por meio da clorofila-*a* (Kellner & Pires., 1998), aliado a assimilação de nutrientes provindos das águas residuárias (Park *et al.*, 2011; Powell *et al.*, 2010).

Conforme os resultados apresentados, observou-se que o cultivo de microalgas na LAT permitiu a remoção de nutrientes, fósforo e nitrogênio, do efluente. As remoções de nitrogênio na LAT apresentaram eficiência de 62.3% para o NTK e 75.5% para o N-amoniacal. Para fósforo total obteve-se 38.5% de remoção e para o fosfato e 47.1%. Os níveis de remoção relatados na bibliografia são próximos aos obtidos neste trabalho, para a remoção de fósforo entre 20-50 % (Dodds *et al.*, 1997; Sukačová *et al.*, 2015) e nitrogênio amoniacal entre 50-75 % (Craggs *et al.*, 2014; Cromar & Fallowfield, 1997; Mehrabadi *et al.*, 2015).

Segundo Bueno (2011) e Tchobanoglous (2015), há diversos fatores e métodos que influenciam na remoção de nitrogênio amoniacal do efluente líquido. Para este trabalho a remoção ocorre principalmente devido a três fatores relatados pelos autores supracitados e apresentados na Figura 2. Na Figura 2-1, a remoção está relacionada com a elevação dos valores de pH, sendo consequência da realização da fotossíntese pelas microalgas, o que elevam os valores de alcalinidade e pH. Neste trabalho foram registrados valores de pH entre 6.7 e 10.7, apresentando valores mais elevados durante o dia, onde há presença da radiação solar. Valores de pH acima de 9.5 possibilita que uma parcela do N-amoniacal possa se converter em gás e desprender do efluente líquido.

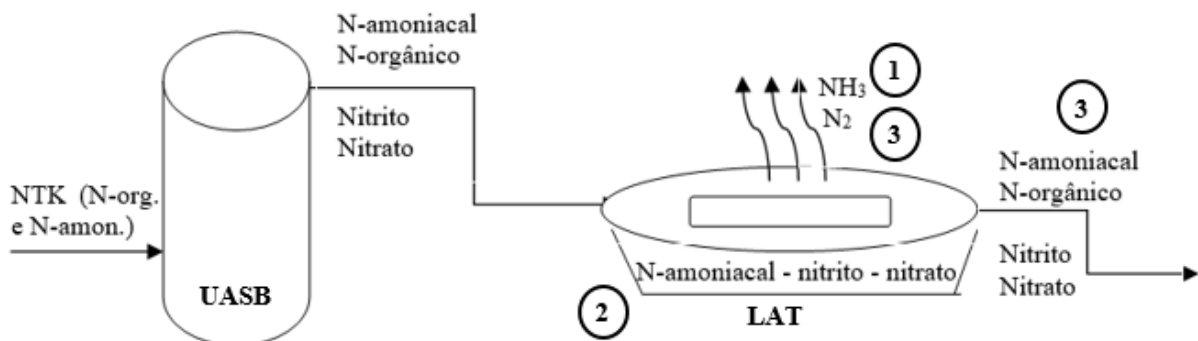


Figura 2. Transformação do nitrogênio no sistema de tratamento piloto: (1) volatilização da amônia; (2) nitrificação e (3) desnitrificação e assimilação pelas microalgas.

A Figura 2-2 representa a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato a partir das reações de nitrificação, para que estas ocorram é necessário concentrações de oxigênio dissolvido acima de 1.5 mg/L. Neste trabalho a lagoa de algas registrou valores de OD acima de 22 mg/L (limite de leitura do equipamento), mesmo operando em faixas de temperatura entre 20°C e 33°C. A análise das concentrações de alcalinidade confirma esta hipótese, pois durante as reações de nitrificação há consumo de alcalinidade no meio líquido (Winkler & Straka, 2019), o que reduz os valores de alcalinidade no efluente da lagoa. Além disto, os índices de nitrato no efluente da LAT apresentam-se mais elevados quando comparados aos valores do efluente do UASB (afluente a LAT) e esgoto bruto, o que corrobora para a ocorrência da nitrificação no processo de tratamento de efluente a partir de lagoas de microalgas.

Por fim a Figura 2-3 representa a conversão do nitrito e nitrato provindo da oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrogênio gasoso a partir das vias de desnitrificação e/ou convertido em nitrogênio orgânico através da assimilação dos íons de nitrogênio pelas microalgas (Van Haandel, 1981; Winkler & Straka, 2019). Porém, mesmo após o tratamento ainda há registro de íons nitrogênio dissolvidos no efluente da LAT.

Diversos autores reportam remoção de N-amoniacal em torno de 70-99% em LAT de cultivo de microalgas em condições controladas (De-Bashan et al., 2004; Li et al., 2011; Zeng et al., 2015), em experimentos realizados em escala piloto foi possível atingir valores de remoção de nitrogênio amoniacal entre 45.0 % a 75.0 % (Craggs et al., 2014; Park et al., 2011). Neste trabalho encontrou-se cerca de 72.1 % de remoção de N-amoniacal, desta forma, considera-se que a eficiência obtida de remoção deste parâmetro foi satisfatória, tendo em vista a avaliação de sistema em escala piloto.

Outro nutriente importante para o desenvolvimento dos microrganismo e microalgas na LAT é o fósforo, o qual é mais facilmente sorvido em sua forma iônica (PO₄-3). A remoção do fósforo total (38.5 %) na LAT ocorre devido a dois fatores principais. O primeiro pode ocorrer a partir da ligação entre o fosfato e íons de metal tornando-se insolúveis, como ocorrer com o manganês e ferro, formando os oxihidróxidos de ferro, resultando em ligações químicas fortes (Barroso, 2015; Hernández & Meurer, 1995; Tessele, 2011), reduzindo a disponibilidades deste fosfato para os microrganismos e plantas. Este fator pode apresentar maior relevância para valores de pH mais elevados como ocorre nas LAT, devido a sua relação de pH e solubilidade (Craggs, 2005; García et al., 2006).

O segundo fator que pode influenciar na remoção de fósforo na LAT é devido a assimilação pelo biofilme formado nos taludes e microrganismos presentes na lâmina de água, que podem ficar retidos no fundo das lagoas e no próprio biofilme.

Separación das microalgas por coagulação e floculação seguida por FAD

Neste trabalho utilizou-se a técnica de flotação por ar dissolvido para adensamento das microalgas, que foi precedida por sistema de coagulação e floculação, responsável pela formação de flocos com tamanho adequado para obter eficiência mais elevada na FAD. Desta forma, é possível a obtenção de efluente clarificado e com menor concentração de poluentes (Rodrigues, 1999; Show & Lee, 2014; Tchobanoglous *et al.*, 2015; Uduman *et al.*, 2010).

As dosagens de produtos químicos na etapa de mistura (coagulação e floculação) foram estabelecidas a partir de testes de jarros, utilizando o parâmetro turbidez como base para a tomada de decisão, visto que este possui relação direta com o SSV para o caso de lagoas de cultivo de microalgas (Pearson *et al.*, 1987). O cloreto férrico foi testado com dosagens de 20 a 60 mg/L, obtendo-se remoção de turbidez mais elevada (86.9 %) com dosagem de 40.0 mg/L. Já o Tanfloc SG foi testado com dosagens de 5 a 55 mg/L, e apresentou remoção de turbidez mais elevada (92.0 %) com dosagem de 50.0 mg/L.

As Tabelas 4 e 5 apresentam os resultados de remoção e sólidos e nutrientes no sistema de tratamento (UASB, LAT e FAD) utilizando cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L (Tabela 4) e Tanfloc SG com dosagem de 50 mg/L (Tabela 5) no processo de FAD.

Tabela 3. Parâmetros de monitoramento e eficiência de remoção nas diferentes etapas do tratamento utilizando cloreto férrico (40 mg/L).

Parâmetro*	Afluente Bruto	Efluente LAT	Efluente FAD	Remoção UASB + LAT (%)	Remoção FAD (%)	Remoção UASB + LAT + FAD (%)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	195.7 ± 15.2	92.2 ± 17.7	22.3 ± 8.6	52.9 ± 6.2	75.8 ± 9.4	88.6 ± 10.3
pH	6.94 ± 0.53	8.34 ± 1.78	6.52 ± 0.71	-	-	-
Turbidez (NTU)	174.0 ± 36.6	145.0 ± 83.8	8.7 ± 3.4	16.7	94.0	95.0
SSV (mg/L)	147.8 ± 17.3	116.1 ± 19.7	38.5 ± 14.5	21.4 ± 3.1	66.8 ± 11.0	74.0 ± 11.2
DBO ₅ (mg/L)	275 ± 28.4	88.0 ± 16.3	26.0 ± 3.6	68.0 ± 9.9	70.5 ± 10.5	90.5 ± 14.3
DQO (mg/L)	326.9 ± 115.8	310.0 ± 119.1	91.7 ± 8.9	5.2 ± 7.3	70.4 ± 3.5	71.9 ± 4.2
COT (mg/L)	81.2 ± 20.5	79.2 ± 18.7	26.9 ± 6.9	2.5 ± 0.9	66.0 ± 10.1	66.9 ± 11.4
N-amoniaco (mg/L)	28.3 ± 10.0	7.6 ± 6.3	6.8 ± 1.4	76.9 ± 5.8	10.5 ± 3.4	76.0 ± 7.8
NTK (mg/L)	54.5 ± 11.5	22.8 ± 6.6	7.9 ± 2.8	58.2 ± 9.7	65.4 ± 11.5	85.5 ± 15.2
Fósforo total (mg/L)	2.83 ± 1.3	1.92 ± 0.4	0.5 ± 0.2	32.2 ± 5.5	74.5 ± 7.5	82.7 ± 8.9
Fosfato-P (mg/L)	1.71 ± 0.7	0.9 ± 0.4	Nd*	47.4 ± 8.2	≈ 100.0	≈ 100.0
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Nd*	1419 ± 110	674 ± 70	-	52.5 ± 8.6	-
Nitrato-N (mg/L)	0.153 ± 0.03	4.14 ± 1.5	3.81 ± 0.8		8.0 ± 5.8	

* Valor não detectado

A remoção de partículas em suspensão (SSV) por processos de flotação quimicamente assistida é atrativa quando utilizado o coagulante e o floculante. Desta forma pode-se dizer que a remoção de microalgas é elevada, pois representam a maioria das partículas suspensas (Pearson *et al.*, 1987). É possível comprovar este dado pelo parâmetro clorofila-*a*, a qual é uma medida do pigmento encontrado nas microalgas (comprimento de onda 660 - 670nm). Apesar de apresentar remoções elevadas de clorofila (para o cloreto férrico 52.5% e para o Tanfloc SG 91.2%), este parâmetro não possui limite estipulado para o lançamento de efluentes sanitários. Porém para classe 3 de águas doces deve-se apresentar limite de clorofila-*a* de 60 µg/L, após diluição no corpo receptor.

O lançamento do efluente no corpo receptor necessita de estudo mais aprofundado, pois tem-se a influência da diluição do efluente na vazão do corpo receptor. Apesar de apresentar elevada concentração de clorofila-*a* no efluente após FAD, este será diluído no corpo receptor podendo atingir níveis abaixo da classificação como classe 1 para água doce (10 µg/L).

O cloreto férrico apresenta menor eficiência para remoção de clorofila-*a* pois pode reagir também com outros poluentes no meio como o fósforo (Gregor *et al.*, 1997; Moffett, 1968), o que não ocorre no caso do Tanfloc SG. Do ponto de vista termodinâmico, o comportamento do ferro como coagulante em meio aquoso é relativamente complexo, envolvendo a sua participação em reações de hidrólise e precipitação química na forma de hidróxidos e na forma de fosfato férrico (Marguti *et al.*, 2008).

Conforme as tabelas 4 e 5 o floculante Tanfloc SG com dosagem de 50 mg/L obteve eficiência mais elevada para a remoção de clorofila-*a* e matéria orgânica no sistema FAD ($p < 0.05$), atingindo valores de remoção de SSV de 88.2 %, clorofila-*a* de 91.2 % e DQO de 89.8 %, quando comparado ao mesmo sistema de separação utilizando o cloreto férrico com dosagem de 40 mg/L que obteve valores de remoção de SSV de 66.8 %, clorofila-*a* de 52.5 % e DQO de 70.4 %.

A remoção mais elevada de SSV pelo floculante Tanfloc SG era esperada, já que nos testes de jarros obteve maior eficiência de remoção de turbidez, a qual tem relação direta com os sólidos suspensos. Estes sólidos são representados, em quase sua totalidade, pelas microalgas, as quais também representam grande parte da matéria orgânica do efluente, visto que há aumento da matéria orgânica na LAT devido a produção das mesmas. A figura 3 permite comparação visual do afluente e efluente do sistema FAD.

Quando avaliada a remoção de nutrientes para o processo de FAD, constatou-se maior eficiência quando utilizado o coagulante cloreto férrico ($p < 0.05$), obtendo remoção de fósforo total de 74.5 % e nitrogênio total de 62.8 %, quando comparado ao floculante Tanfloc SG, que obteve valores de remoção de fósforo total de 25.9 % e NTK de 53.5 %.

Tabela 4. Parâmetros de monitoramento e eficiência de remoção nas diferentes etapas do tratamento utilizando Tanfloc SG. (50 mg/L).

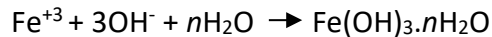
Parâmetro*	Aflente UASB	Eflente LAT	Flotado Eflente	Remoção LAT +UASB (%)	Remoção FAD (%)	Remoção total (%)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	199.1 ±14.8	87.6 ± 18.2	56.7 ± 10.1	56.0 ± 7.4	35.5 ± 18.2	71.5 ± 10.7
pH	6.83 ± 0.66	8.52 ± 1.69	7.11 ± 0.54	-	-	-
Turbidez (NTU)	172.5 ± 34.5	149,6 ± 81,7	7,3 ± 3,6	13.3	95.1	95.8
SSV (mg/L)	146.7±14.7	116.8±15.2	13.8±4.2	20.4±2.3	88.2±4.3	90.6±5.6
DBO5 (mg/L)	294±26.0	81±15.3	18±2.8	72.4±10.5	77.8±11.2	93.9±14.4
DQO (mg/L)	326.9±110.4	209±123.3	21.3±5.8	36.1±6.3	89.8±4.2	93.5±5.1
COT (mg/L)	84.4±22.5	79.2±20.1	20.4±6.6	6.2±2.2	74.2±12.8	75.8±15.1
N-amoniaco (mg/L)	28.3±10.0	8.1±7.3	7.4±1.9	71.4 ± 6.5	8.6±3.7	73.9±7.7
NTK-N (mg/L)	60.5±13.7	23.4±7.5	10.3±3.4	61.3±11.2	56.0±10.6	83.0±14.1
Fósforo total -P (mg/L)	2.91±1.4	1.97±0.3	1.46±0.2	32.3±5.2	25.9±2.1	49.8±6.3
Fosfato -P (mg/L)	1.66±0.8	0.9±0.5	0.8±0.2	45.8±5.3	11.1±5.9	51.8±12.5
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Nd*	1481 ± 112	131 ± 54	-	91.2±12.5	-
Nitrato-N (mg/L)	0.153±0.02	4.14±1.5	3.99±1.1	-	3.6±2.6	-

* Valor não detectado



Figura 3. Aflente e eflente do sistema de separação sólido/líquido(FAD), utilizando o Tanfloc SG.

A elevada remoção de fósforo utilizando cloreto férrico se deve ao fato que há a tendência do coagulante reagir com o partículas em suspensão e coloidais, assim como com os íons de fósforo dissolvidos no eflente (Gregor et al., 1997; Moffett, 1968). A adição do coagulante no eflente líquido permite a participação do ferro nas reações de hidrólise, resultando na formação de espécies polinucleares e mononucleares solúveis. Devido a insolubilidade do ferro trivalente (Fe³⁺) na forma de fosfato férrico e hidróxido de ferro, este precipita-se, assim a concentração solúvel de Fe³⁺ é regida pela concentração do hidróxido de ferro e o fosfato férrico (Marguti et al., 2008), conforme Equação 1. De acordo com Ferrari Gualberto (2009), o valor de n pode variar entre 1-3.

**Equação (1)**

As análises do poluente nitrogênio (NTK, Amônia e nitrato), utilizando o coagulante Tanfloc SG, mostram que na FAD há diferença significativa entre o afluente e efluente para os parâmetros NTK ($p = 0.006$) e nitrogênio total ($p = 0.015$), sendo a principal parcela do nitrogênio removida em forma de nitrogênio orgânico, no caso, as microalgas. Ao utilizar o cloreto férrico, tem-se os mesmos poluentes com diferença significativa para o afluente e efluente da FAD, NTK ($p = 0.010$) e NT ($p = 0.013$), sendo as demais formas de nitrogênio não significativamente diferentes entre o afluente e efluente ($p > 0.05$).

O lodo flotado de microalgas resultante da FAD pode ser utilizado para geração de energia através da digestão anaeróbia, proporcionando um gás rico em metano. A digestão anaeróbia irá depender da concentração e do tipo de coagulante utilizado. A utilização deste biogás utilizando algas como substrato é capaz de produzir cerca de 1 kWh/kg de sólidos voláteis de biomassa de microalgas (Benemann & Oswald, 1996). Outra possibilidade é a extração de lipídios antes da utilização da biomassa como substrato, tornando o tratamento do efluente e aproveitamento da biomassa energética mais sustentável (Park et al., 2011; Barroso, 2015; Gonzalez-Fernandez et al., 2018; Roselet et al., 2019).

O lodo final após processo de extração de lipídios e/ou digestão anaeróbia pode derivar para dois caminhos:

- Caso seja utilizado o Tanfloc SG (orgânico) pode ser utilizado como matéria prima para a produção de adubo.
- Caso seja utilizado o cloreto férrico é necessário um estudo mais aprofundado das condições finais do lodo ou então este lodo final deve ser encaminhado para aterro sanitário.

Outros autores apresentam o uso de biomassa de microalgas para adubo, alimento e matéria prima para biocombustíveis como biogás, álcool, óleo (Benemann, 2008; Park et al., 2011; Rawat et al., 2011; Sutherland et al., 2014).

Conclusões

O estudo apresentou que o tratamento de efluentes a partir de reatores anaeróbios (UASB) seguido por LAT com separação final por FAD apresentou elevada remoção de matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio), além de uma biomassa energética que pode auxiliar na redução de custos da planta de tratamento, tornando o sistema mais atrativo.

Na LAT há elevação da concentração dos parâmetros de SSV, DQO e COT devido ao desenvolvimento e cultivo de microalgas, as quais podem fixar nutrientes (nitrogênio e fósforo) para a geração de biomassa, que pode ser removida por processo de FAD.

A LAT é a principal responsável pela remoção de nitrogênio amoniacal (volatilização e/ou oxidação à nitrito e nitrato) e geração de nitrogênio orgânico, onde as microalgas podem server nitratos e nitritos juntamente com fósforo e carbono inorgânico, na presença de radiação solar, originando novas células de microalgas.

O floculante Tanfloc SG apresentou elevada eficiência na remoção de microalgas (SSV e clorofila-*a*), o que permite inferir que remoções mais elevadas dos nutrientes poderiam ser alcançadas através da adição de carbono inorgânico na LAT, para atendimento da relação C:N:P de cerca de 106:16:1 (Kirk, 1994; Redfield *et al.*, 1963). Nesta pesquisa o valor médio da relação C:N:P do afluyente a LAT foi de 22: 3:1 (base carbono inorgânico) e 11:13:1 (base COT), estas proporções podem sofrer alterações conforme o TDH utilizado para operação das lagoas.

Com o emprego da flotação quimicamente assistida utilizando o cloreto férrico foi possível atingir eficiência média do sistema de tratamento (UASB+LAT+FAD) de $81.7 \pm 12.4 \%$ e $82.7 \pm 8.9 \%$ para nitrogênio total e fósforo total, respectivamente. No caso do floculante Tanfloc SG a eficiência de remoção de nitrogênio total foi de $78.9 \pm 15.5 \%$ e de $43 \pm 6.3 \%$ do fósforo total. Entretanto, a remoção global de DQO, empregando o cloreto férrico atingiu eficiência média de $71.9 \pm 4.2 \%$ enquanto o Tanfloc SG atingiu $93.5 \pm 5.1 \%$ de remoção.

Os resultados da etapa de separação sólido/líquido indicaram que o coagulante cloreto férrico apresentou melhor desempenho para a remoção de fósforo dissolvido, enquanto para a remoção de microalgas e matéria orgânica o floculante Tanfloc SG obteve eficiência mais elevada.

Referências bibliográficas

- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., Ibraheem, I. B. M. (2012) Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **19**(3), 257–275.
- Barroso Júnior, J. C. A. (2015) Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação por flotação por ar dissolvido, dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação Em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre - RS - Brasil, 144 pp.
- Batstone, D. J., Hülsen, T., Mehta, C. M., Keller, J. (2015) Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere*, **140**, 2–11.
- Beltrán-Rocha, J. C., Barceló-Quintal, I. D., García-Martínez, M., Osornio-Berthet, L., Saavedra-Villarreal, N., Villarreal-Chiu, J., Javier López-Chuken, U. (2017) Polishing of municipal secondary effluent using native microalgae consortia. *Water Science and Technology*, **75**(7), 1693–1701.
- Benemann, J. R. (2008) Overview : Algae Oil to Biofuels (annotated presentation) Abstract – a short history of algae biofuels. *Biofuels from Algae*, 925, 14-42.

- Benemann, J. R., Oswald, W. J. (1996) Systems and Economic Analysis of Microalgae Ponds for Conversion of CO₂ to Biomass. Pittsburgh Energy technology Center, Pittsburgh, PA, 216 pp.
- Benítez, M. B., Champagne, P., Ramos, A., Torres, A. F., Ochoa-Herrera, V. (2018) Wastewater treatment for nutrient removal with Ecuadorian native microalgae. *Environmental Technology (United Kingdom)*, **33**(30), 1–9.
- Bueno, R. D. F. (2011) Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão e Fluxo Contínuo de Esgoto, dissertação de mestrado, Faculdade de Saúde Pública, SP - Brasil 148 pp.
- Calijuri, M. L., Kopschitz, R., Bastos, X., Henrique, E., Dias, O. (2009) Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal : eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica , sólidos , nutrientes e coliformes. *Domestic wastewater treatment in UASB-horizontal flow cons*, **31**, 421–430.
- Cikoski, A., Rotta, M., Becegato, V., Machado, W. C. P., Onofre, S. B. (2008) Caracterização De Efluentes Gerados No Processo Agroindustrial – Caso Da Indústria Frigorífica. *Geoambiente On-Line*, **10**(11), 01-11.
- CRAGGS, R. J. (2005) Advanced integrated wastewater ponds. In: Shilton, A. (Ed.), Pond Treatment Technology. *IWA Scientific and Technical Report Series*, **33**, 449-460.
- Craggs, R. J., Heubeck, S., Lundquist, T. J., Benemann, J. R. (2011) Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology*, **63**(4), 660–665.
- Craggs, R., Park, J., Heubeck, S., Sutherland, D. (2014) High rate algal pond systems for low-energy wastewater treatment, nutrient recovery and energy production. *New Zealand Journal of Botany*, **52**(1), 60–73.
- Cromar, N. J., Fallowfield, H. J. (1997) Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *Journal of Applied Phycology*, **9**(4), 301–309.
- Cruz, H., Luckman, P., Seviour, T., Verstraete, W., Laycock, B., Pikaar, I. (2018a) Rapid removal of ammonium from domestic wastewater using polymer hydrogels. *Scientific Reports*, **8**(1), 1–6.
- Da Costa, J. F. (2013) Remoção de Poluentes em um Sistema de Alagados Construídos Atuando como Pós- Tratamento de Efluente de Reator UASB e de Filtro Biológico Percolador, Tese de Doutorado, Pós Graduação em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte - MG - Brasil, 193 pp.
- De-Bashan, L. E., Hernandez, J. P., Morey, T., Bashan, Y. (2004) Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: A novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. *Water Research*, **38**(2), 466–474.
- Di Bernardo, L., Dantas, Â. D. B. (2006) Métodos e técnicas de tratamento de água. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **11**(2), 107–107.
- Dodds, W. K., Smith, V. H., Zander, B. (1997) Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: A case study of the Clark Fork River. *Water Research*, **31**(7), 1738–1750.
- Edzwald, J. K. (1995) Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science Technology*, **31** (3-4), 1-23.
- El-Shafai, S. A., El-Gohary, F. A., Nasr, F. A., Peter van der Steen, N., Gijzen, H. J. (2007) Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology*, **98**(4), 798–807.
- Fallowfield, H., Cromar, N., Evison, L. (1996) Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. *Water Science and Technology*, **34**(11), 141–147.
- García, J., Green, B. F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., Oswald, W. J. (2006) Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, **97**(14), 1709–1715.
- Godos, I. de, Blanco, S., García-Encina, P. A., Becares, E., Muñoz, R. (2009) Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, **100**(19), 4332–4339.
- Gonzalez-Fernandez, C., Barreiro-Vescovo, S., De Godos, I., Fernandez, M., Zouhayr, A., Ballesteros, M. (2018) Biochemical methane potential of microalgae biomass using different microbial inocula. *Biotechnology for Biofuels*, **11**(1), 1–11.

- González-González, L. M., Correa, D. F., Ryan, S., Jensen, P. D., Pratt, S., Schenk, P. M. (2018) Integrated biodiesel and biogas production from microalgae: Towards a sustainable closed loop through nutrient recycling. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **82**(September 2017), 1137–1148.
- Gregor, J. E., Nokes, C. J., Fenton, E. (1997) Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water Research*, **31**(12), 2949–2958.
- Haandel, A. C. Van, Cavalcanti, P. F. C. (1995) Melhoramento do desempenho e aumento da aplicabilidade de lagoas de estabilização através do pré-tratamento anaeróbio em um RAFA. *Seminário Sobre Post-Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas, Tunja*.
- Hanotu, J., Bandulasena, H. C. H., Zimmerman, W. B. (2012) Microflotation Performance for Algal Separation, **109**(7), 1663–1673.
- Hauser-Davis, R. A., Lavradas, R. T., Lavandier, R. C., Rojas, E. G. A., Guarino, A. W. S., Ziolli, R. L. (2015) Accumulation and toxic effects of microcystin in tilapia (*Oreochromis niloticus*) from an eutrophic Brazilian lagoon. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **112**, 132–136.
- Hernández, J., Meurer, E. J. (1995) Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. *Revista Brasileira de Ciência e Solo*, **1**, 223–230.
- Januário, M. A. P. (2012) Avaliação de desempenho de estações de tratamento de efluentes de três indústrias de abate de bovinos e suínos em minas gerais: estudo de caso, Especialização em Saneamento e Meio Ambiente, Especialização em Saneamento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG - Brasil, 83 pp.
- Kellner, E., Pires, E. C. (1998) Lagoas de estabilização: projeto e operação, Ctálogo de atualização profissional, ABES, 93 pp.
- KERBAUY, G. B. (2008) *Fisiologia Vegetal* (2ª ed.). Rio de Janeiro: Guanabara.
- Kimura, S., Yamada, T., Ban, S., Koyama, M., Toda, T. (2019) Nutrient removal from anaerobic digestion effluents of aquatic macrophytes with the green alga, *Chlorella sorokiniana*. *Biochemical Engineering Journal*, **142**(December 2018), 170–177.
- KIRK, J. T. O. (1994) *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press (2ª, Vol. 2nd editio). Cambridge.
- Kitchener, J. A., Gochin, R. J. (1981) The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal. *Water Research*, **15**(5), 585–590.
- Laamanen, C. A., Ross, G. M., Scott, J. A. (2016a) Flotation harvesting of microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **58**, 75–86.
- Lee, I. S., Koopman, B., Lincoln, E. P. (1992) effect of physicochemical variables on algal autoflotation. *Water Science and Technology*, **26**(7), 1769–1778.
- Lee, K. E., Morad, N., Teng, T. T., Poh, B. T. (2012) Development, characterization and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: A review. *Chemical Engineering Journal*, **203**, 370–386.
- Li, Y., Chen, Y. F., Chen, P., Min, M., Zhou, W., Martinez, B. Ruan, R. (2011) Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresource Technology*, **102**(8), 5138–5144.
- Lourenço, S. de O. (2006) Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações. *Embrapa Agroenergia*, **113**(1), 588 pp.
- Marguti, A. L., Ferreira Filho, S. S., Piveli, R. P. (2008) Otimização de Processo Físico-químico na Remoção de Fósforo de Esgotos Sanitários por Processos de Precipitação Química com Cloreto Férrico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**, 395–404.
- Mehrabadi, A., Craggs, R., Farid, M. M. (2015) Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. *Bioresource Technology*, **184**, 202–214.
- Moffett, J. W. (1968) The Chemistry of High-Rate Water Treatment. *American Water Works Association*, **59**(11), 1393–1412.

- Monfet, E., Aubry, G., Ramirez, A. A. (2018) Nutrient removal and recovery from digestate: a review of the technology. *Biofuels*, **9**(2), 247–262.
- Monteggia, L. O. (1991) *The Use of Specific Methanogenic Activity for Controlling Anaerobic Reactors*. Tese de Doutorado, University of Newcastle - Inglaterra, 305 pp.
- Monteggia, Luiz Olinto, Tessele, F. (2001) Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. *Coletânea de Trabalhos Técnicos. PROSAB, Vol. 2*.
- Park, J. B. K., Craggs, R. J., Shilton, A. N. (2011) Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, **102**(1), 35–42.
- Pearson, H. W., Mara, D. D., Bartone, C. R. (1987) Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. *Water Research*, **21**(9), 1067–1075.
- Pearson, H. W., Mara, D. D., Mills, S. W., Smallman, D. J. (1987) Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. *Water Science and Technology*, **19**(12), 131–140.
- Pinto, M. A. T., Onoyama, M. T., de Agua, C., de Brasília, E. (1991) Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de taxa alta. *Revista DAE*, **51**(161).
- Powell, N., Shilton, A., Pratt, S., Chisti, Y. (2010) Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, **63**(4):704-713.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., Bux, F. (2011) Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, **88**(10), 3411–3424.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H., Richards, F. A. (1963) The influence of organisms on the composition of seawater. *Hill, N. (Ed.), In the Sea, 2nd editio*.
- Rezende, O. de O., Rosa, R. S., Messias, R. M., Ambrozini, B. (2003) Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. *Ecologia*, **52**, 12-21.
- RICHTER, C. A. (2009) *Água: métodos e tecnologia de tratamento*. (1ª). São Paulo: Edgard Blucher.
- Rodrigues, R. T. (1999) Tratamento de águas oleosas de plataformas marítimas por flotação por gás dissolvido, dissertação de mestrado, RS-Brasil, 101 pp.
- Roselet, F., Vandamme, D., Muylaert, K., Abreu, P. C. (2019) Harvesting of Microalgae for Biomass Production. *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment*, **13**, 211-243.
- Rugaika, A. M., Van Deun, R., Njau, K. N., Van der Bruggen, B. (2019) Phosphorus recovery as calcium phosphate by a pellet reactor pre-treating domestic wastewater before entering a constructed wetland. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **16**(7), 3851–3860.
- Show, K.-Y., Lee, D.-J. (2014) Algal Biomass Harvesting. In *Biofuels from Algae*. **12**, 85–110.
- SIQUEIRA, J. P. D. S. (2013). Influência da adição de água de produção pré-ozonizada em reator anaeróbio com biomassa imobilizada tratando esgoto sanitário, Dissertação de Mestrado, *Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas*. Universidade Federal de Alagoas - Al - Brasil, 97 pp.
- Smaha, N., Gobbi, M. F. (2003) Implementação de Um Modelo para Simular a Eutrofização do Reservatório do Passaúna - Curitiba – PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **8**(iii), 59–69.
- Sukačová, K., Trtílek, M., Rataj, T. (2015) Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water Research*, **71**, 55–63.
- Sutherland, D. L., Howard-Williams, C., Turnbull, M. H., Broady, P. A., Craggs, R. J. (2015) Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, **184**, 222–229.
- Sutherland, D. L., Turnbull, M. H., Craggs, R. J. (2014) Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, **53**, 271–281.
- Taiz, L., Zeiger, E. (2004) *Fisiologia Vegetal* (Vol. 3ª edição).

- Tchobanoglous, G., Stense, D. H., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G., Pfrang, W. (2015) *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos* (5ª edição).
- Teixeira, M. R., Rosa, M. J. (2007) Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part II. The effect of water background organics. *Separation and Purification Technology*, **53**(1), 126–134.
- Teixeira, M. R., Sousa, V., Rosa, M. J. (2010) Investigating dissolved air flotation performance with cyanobacterial cells and filaments. *Water Research*, **44**(11), 3337–3344.
- Teixeira, R. M. (2006) Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento, Tese de Doutorado, RS-Brasil, 154 pp.
- Tessele, F. da S. (2011) Tratamento de efluente de reator anaeróbio de manto de lodos de fluxo ascendente (UASB) por flotação não convencional e desinfecção ultravioleta, Tese de Doutorado, RS- Brasil, 94 pp.
- Torres, H. S. D. J. (2014) Cultivo de Microalgas em Efluente de Tratamento Anaeróbio de Esgoto, Tese de Doutorado, ES- Brasil, 208 pp.
- Uduman, N., Qi, Y., Danquah, M. K., Forde, G. M., Hoadley, A. (2010) Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, **2**(1), 26-58.
- Van Haandel, A., Lettinga, C., A., Haandel. (1994) Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regioes de clima quente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **5**(2), 313-319.
- Van Haandel, A. C. (1981). Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process, Tese de Doutorado, University of Cape Town - Africa do Sul, 561 pp.
- Ward, A. J., Arola, K., Thompson Brewster, E., Mehta, C. M., Batstone, D. J. (2018) Nutrient recovery from wastewater through pilot scale electrodialysis. *Water Research*, **135**, 57–65.
- Winkler, M. K., Straka, L. (2019) New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, **57**, 50–55.
- Yu, H., Kim, J., Lee, C. (2019) Nutrient removal and microalgal biomass production from different anaerobic digestion effluents with *Chlorella* species. *Scientific Reports*, **9**(1), 1–13.
- Zeng, X., Guo, X., Su, G., Danquah, M. K., Zhang, S., Lu, Y., Lin, L. (2015) Bioprocess considerations for microalgal-based wastewater treatment and biomass production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **42**, 1385–1392.
- Zhu, H., Lu, X., Dai, H. (2018) Surface-flow constructed wetlands dominated by *Cladophora* for reclaiming nutrients in diffuse domestic effluent. *Chemosphere*, **195**, 524–530.