



## II-279 – EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE MATERIAL CARBONÁCEO E MACRONUTRIENTES DE DUAS CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO

**Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos<sup>(1)</sup>**

Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande - UFCG. Professora do IFCE.

**Érica de Oliveira da Nóbrega<sup>(2)</sup>**

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Campina Grande - UFCG. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG.

**Priscila de Sousa Monteiro<sup>(3)</sup>**

Graduanda em Licenciatura em Química pela Universidade Estadual da Paraíba - UEPB. Bolsista de Iniciação Científica - CNPq.

**Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti<sup>(4)</sup>**

Professora da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

**Adrianus c. van Haandel<sup>(5)</sup>**

Professor da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

**Endereço<sup>(1)</sup>: DEC/UFCG:** Rua Aprígio Veloso, 882 - Bodocongó – Campina Grande - PB - CEP: 58109-970 - Brasil - Tel: (83) 88646917 - e-mail: [prosab@uol.com.br](mailto:prosab@uol.com.br)

### RESUMO

Distinguem-se três níveis no tratamento biológico de esgoto: o primário que reduz a concentração de sólidos suspensos; o secundário que reduz a matéria orgânica biodegradável e, finalmente, o terciário, responsável pela remoção de nutrientes (notadamente nitrogênio e fósforo) e patógenos. Sistemas que removem tanto matéria orgânica quanto nutrientes podem ser considerados secundários, como o exemplo dos sistemas de lodo ativado não convencionais utilizados para reduzir, de forma eficiente, a concentração de DQO e de nutrientes aos níveis exigidos pelas normas de controle ambiental. Este trabalho trata de uma pesquisa que teve como objetivo comparar a eficiência de remoção de material carbonáceo, de nitrogênio e de fósforo em duas configurações de sistemas de lodo ativado, operados em escala piloto, sendo estas: um Bardenpho e UCT (University of Cape Town). Cada um dos sistemas era composto de quatro reatores e um decantador. A principal diferença de um sistema para o outro era quanto à direção da recirculação do licor misto: no sistema Bardenpho, o primeiro reator, não aerado, recebia licor misto nitrificado, tornando-o anóxico, enquanto que no sistema UCT, evitou-se a entrada de nitrato no primeiro reator, tornando-o anaeróbio. Os dois sistemas foram alimentados com esgoto municipal de Campina Grande e apresentavam volume total dos reatores de aproximadamente 235 litros. Cada sistema tratava uma vazão média de 300L/d em um tempo de detenção hidráulica de 0,78 dias. Os sistemas obtiveram bons percentuais de remoção das variáveis investigadas, assemelhando-se entre si em termos de eficiência, destacando que o sistema UCT mostrou desempenho melhor quanto ao fósforo. Os dois sistemas conseguiram enquadrar seus efluentes, na Resolução N°357 de 17 de Março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA N°357), com exceção do fósforo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lodo ativado, Bardenpho, UCT, DQO, Macronutrientes.

### INTRODUÇÃO

Sistemas de tratamento biológico de esgoto conseguem reduzir com boa eficiência tanto sólidos sedimentáveis quanto matéria orgânica, poluentes altamente indesejáveis ao meio ambiente. Contudo, existe na atualidade a necessidade de se buscar tecnologias mais completas que não somente possam minimizar as concentrações desses dois tipos de poluentes nas águas residuárias como também reduzir a concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Ainda não se conhece um sistema biológico que apresente uma completa eficiência na remoção de poluentes abrangendo todos os níveis de tratamento, porém diferentes configurações de sistemas de lodo ativado vêm sendo estudadas ao longo do tempo e aplicadas com esse propósito.



Segundo Hespanhol (1986), o sistema de lodo ativado caracteriza-se pela presença de um período de tempo especificado (tempo de detenção hidráulica) em que, após este período, a mistura de células novas e velhas passa por um tanque de sedimentação, onde as células separam-se do efluente tratado. Uma porção das células sedimentadas é reciclada para manter a concentração desejada de organismos no reator (recirculação de licor misto), e uma porção é despejada (correspondendo a uma idade de lodo). A porção despejada corresponde a um novo crescimento de tecido celular, associado a um efluente particular. O nível de massa biológica que deve ser mantido no reator depende da eficiência de tratamento desejado e de outras considerações relacionadas à cinética de crescimento.

O sistema Bardenpho foi especialmente dimensionado para remover nitrogênio através dos processos de nitrificação e desnitrificação sequenciais, como também, promover a remoção de fósforo através de descarte de lodo. Um ambiente aeróbio em um sistema Bardenpho é imprescindível, pois garante a manutenção do licor misto num regime de mistura completa, além de favorecer o processo de nitrificação (oxidação de amônia a nitrato).

Através da nitrificação, a amônia (que compõe aproximadamente 75% do nitrogênio total Kjeldah afluente) é removida do esgoto com eficiência elevada. O sistema Bardenpho realiza bem o processo de nitrificação, e ainda, é capaz de remover, em ambiente anóxico, o nitrato produzido no ambiente aeróbio (desnitrificação). Peavy e colaboradores (1985) afirmam que a nitrificação pode ocorrer concomitante com a remoção de matéria carbonácea, mas parâmetros operacionais como concentração de oxigênio dissolvido, período de aeração e idade de lodo, bem como temperatura, pH e a razão carbono/nitrogênio afetam o processo de nitrificação. Nas regiões de clima quente a nitrificação ocorre com maior facilidade, mesmo quando o projeto do sistema não pretendia realizar esse processo (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999). Isso acontece por causa da temperatura mais elevada e, intensifica-se quando a idade de lodo é maior (acima de 10 dias).

O sistema UCT tem como principal enfoque a remoção de nitrogênio e fósforo, sendo a remoção de nitrogênio também pelos processos de nitrificação-desnitrificação e a remoção de fósforo através de alternância de ambiente anaeróbio e aeróbio. Com essa alternância, procurou-se criar um lodo especial, contendo bactérias acumuladoras de fósforo (poli-p). Segundo van Haandel & Marais (1999), essas bactérias possuem um mecanismo metabólico bastante peculiar: em ambientes de “stress” (anaeróbios) tornam-se capazes de absorver e reservar o material biodegradável solúvel presente no licor misto, liberando fósforo na forma de fosfato buscando obter energia para, em seguida, em ambiente aerado, metabolizar o material biodegradável reservado e recuperar o fósforo liberado no ambiente desfavorável anterior.

No Brasil, existe a necessidade crescente de melhorar a qualidade dos efluentes de sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas devido ao seu lançamento na rede coletora de esgotos, e principalmente quando lançados em corpos d’água adjacentes. Primeiramente é importante considerar as normas legais estaduais e/ou municipais, e, quando o local não dispor de tais leis, deve-se basear na Resolução N°357 de 17 de Março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA N°357), resolução esta, nacional, que abrange tanto classificação de corpos d’água, quanto atribui alguns padrões de lançamento de esgotos.

Segundo a Resolução N°357 do CONAMA, a concentração de nitrogênio total amoniacal não deve ultrapassar o valor de 20 mg/L. Esse é o valor máximo permissível para lançamento de efluentes de qualquer natureza em um corpo hídrico de pouca qualidade. As condições de lançamento previstas nesta resolução não contemplam nutrientes como: nitrogênio total Kjeldah e fósforo total. Porém, através do enquadramento de corpos d’água se definem os padrões aceitos para o efluente de sistemas de tratamento de esgotos que poderá ser lançado. Na zona de mistura de efluentes, o órgão ambiental competente poderá autorizar, levando em conta o tipo de substância, valores em desacordo com os estabelecidos para a respectiva classe de enquadramento, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo de água. Também poderá ser aceita a realização de Estudo de Impacto Ambiental - EIA, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento. No controle das condições de lançamento, é vedada, para fins de diluição antes do seu lançamento, a mistura de efluentes com águas de melhor qualidade, tais como as águas de abastecimento, do mar e de sistemas abertos de refrigeração sem recirculação.

Nitrogênio e fósforo são parâmetros extremamente delicados quando se analisa, em concentrações consideráveis, o seu potencial poluidor dentro de um corpo hídrico. Esses macronutrientes são os responsáveis pela eutrofização de ambientes aquáticos, em que ocorre um crescimento exacerbado de algas e desequilíbrio do ecossistema, acarretando em morte dos organismos presentes.



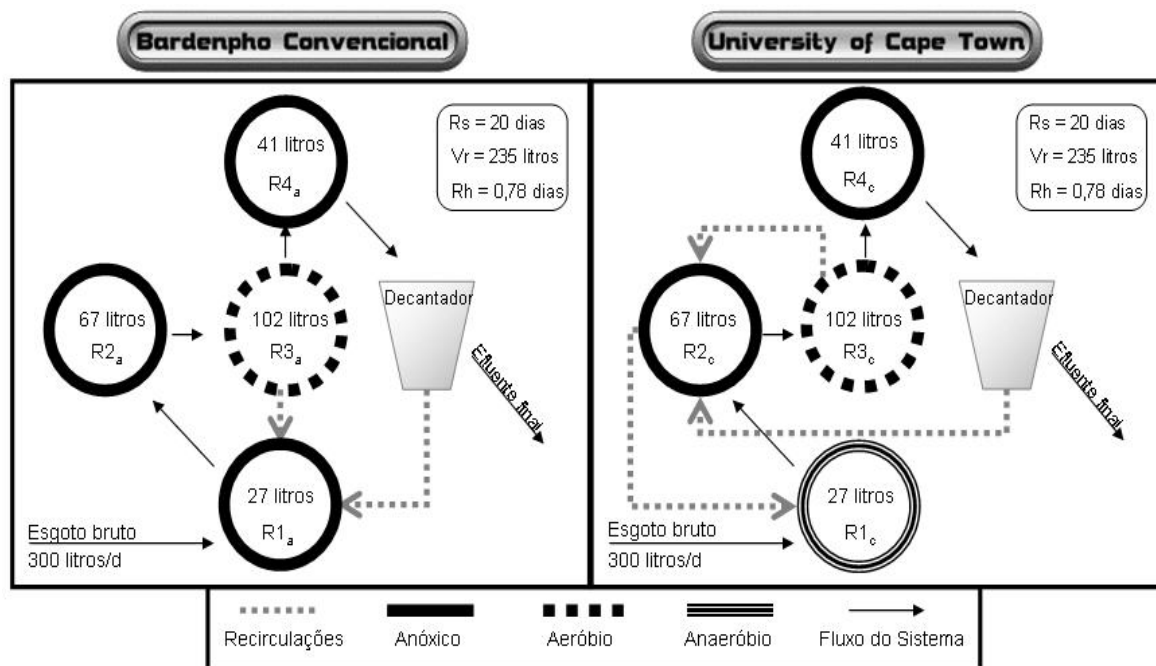
Conforme a Resolução N°357 do CONAMA, quando um corpo d'água não tem enquadramento, ele é considerado de classe 2, e recebe as atribuições desta classe, todavia para águas doces algumas condições e padrões da classe 2 são estabelecidas pela classe 1, devido serem semelhantes. Por exemplo, quanto às frações nitrogenadas, tem-se que, para nitrato, é aceitável até 10 mgN/L, nitrito 1 mgN/L e nitrogênio amoniacal total variando de 0,5 a 3,7 mgN/L, conforme o pH. A DBO de 5 dias a 20°C, porém, é uma exceção, pois apresenta concentração máxima permissível específica somente para classe 2, e o valor é de até 5 mgO/L. O fósforo total compreende outra exceção deste critério, em que se aceita concentrações máximas permissíveis variando de 0,03 mgP/L a 0,05 mgP/L conforme o ambiente (lêntico e intermediário, respectivamente).

É importante salientar que, no Brasil, a maior parte dos rios é intermitente e é bastante complicado, e arriscado, considerar tanto a zona de mistura quanto parâmetros de diluição e auto-depuração natural. Por isso a remoção de nutrientes é cada vez mais necessária. E a necessidade de reduzir mais este ou aquele nutriente pode variar conforme a localidade onde o esgoto é produzido, por exemplo, em Natal - RN o maior problema é com nitrogênio, já que os esgotos são lançados no mar, problemas com fósforo são rapidamente resolvidos. Já em cidades como Campina Grande - PB em que os esgotos são lançados em corpos hídricos de água doce, o problema com o fósforo torna-se mais intenso do que o nitrogênio já que o fósforo é o fator limitante para a eutrofização.

Esta pesquisa foi desenvolvida na cidade de Campina Grande, no estado da Paraíba, e utilizou-se o esgoto dessa cidade como afluente aos sistemas de tratamento estudados. Foram investigadas duas diferentes configurações do sistema de lodo ativado que permitem o tratamento do esgoto em termos de remoção de nitrogênio e fósforo: o sistema Bardenpho e o UCT. A investigação experimental teve como objetivos comparar a eficiência de remoção dos dois sistemas de lodo ativado quanto ao material carbonáceo e nitrogenado, como também verificar a remoção de fósforo.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

Foram montados e operados dois sistemas de lodo ativado em escala piloto (Bardenpho e UCT - University of Cape Town -). Cada sistema era composto de quatro reatores e um decantador. O sistema Bardenpho era composto de três reatores anóxicos (com pré e pós desnitrificação) e um reator aerado. O sistema UCT possuía um reator anaeróbio, dois anóxicos (com pré e pós desnitrificação) e um reator aerado. Os decantadores foram confeccionados em fibra de vidro e com forma cilíndrica, enquanto que para os reatores foram usados tubos de PVC, tendo o fundo vedado por um cap. Cada sistema ficava encaixado em uma grade de cantoneiras. Um motor de 1/3 HP 45 rpm fazia girar diretamente um eixo central com palhetas, que agitava o reator central (aeróbio) e, via polias, outros eixos com palhetas agitavam os outros reatores e o decantador. Assim, um único motor agitava todos os quatro reatores e o decantador de cada sistema. O volume total dos reatores dos sistemas era de aproximadamente 235 L. Todos os dois sistemas eram alimentados com esgoto da cidade de Campina Grande. Foi necessário um período de 3 meses até que se formasse um lodo concentrado e de boa sedimentabilidade em cada um dos sistemas. A Figura 1 mostra a configuração básica dos sistemas.



**Figura 1:** Configuração dos sistemas de lodo ativado Bardenpho e UCT, operados durante a pesquisa.

A principal diferença de um sistema para o outro estava na direção da recirculação do licor misto (lodo em suspensão) e do lodo sedimentado. No sistema Bardenpho ocorria uma recirculação do lodo do decantador (lodo sedimentado) para o primeiro reator (reator R1a), e outra do reator R3a para o R1a. Como o reator R1a não era aerado e recebia lodo nitrificado (contendo nitrato) originado em R3a, nele se desenvolveu um ambiente anóxico.

No sistema UCT ocorriam três recirculações: a primeira tinha o propósito de recircular o licor misto do sistema para o primeiro reator R1c, porém com a garantia de que não estaria entrando nitrato, já que o reator R2c era anóxico, favorecendo assim, o surgimento de um ambiente anaeróbio em R1c. A segunda recirculação ocorria do decantador para o reator anóxico R2c. O objetivo dessa recirculação era apenas transportar o licor misto pelo ambiente anóxico. A terceira recirculação objetivava inserir nitrato no R2c para favorecer o processo de desnitrificação, em que o nitrato produzido em R3c (aerado) era levado a R2c (anóxico).

Os critérios de dimensionamento e operação de cada sistema (volume do reator, tempo de detenção hidráulica, taxa de aeração, taxas de recirculações, idade do lodo, vazão afluyente) foram elaborados segundo o modelo simplificado para sistemas de lodo ativado desenvolvido por van Haandel & Marais (1999) e se encontram na Tabela 1.

**Tabela 1:** Fatores que influenciam no modelo simplificado de lodo ativado e seus valores numéricos.

Fator	Símbolo	Valor
Fração não biodegradável dissolvida da DQO afluyente	$f_{us}$	variável
Fração não biodegradável e particulada da DQO afluyente	$f_{up}$	variável
Coefficiente de rendimento	$Y$	0,45gSVS/gDQO
Fração de lodo ativo decaído que se torna resíduo endógeno	$f$	0,2
Razão DQO/SSV em lodo orgânico	$f_{cv}$	1,50gDQO/gSSV
Constante de decaimento de lodo ativo	$b_h$	$0,24 * 1,04^{(t-20)}$
Temperatura	$T$	variável
Idade de lodo	$R_s$	variável

Os parâmetros expostos na Tabela 1 são alguns dos principais fatores de maior relevância para o dimensionamento de sistemas de lodo ativado proposto por van Haandel & Marais (1999). Os autores desenvolveram uma teoria eficaz para a otimização dos sistemas estudados e mostraram que através de



parâmetros como os descritos na Tabela 1, um dimensionamento racional e otimizado pode ser facilmente executado.

A idade de lodo ( $R_s$ ) é o fator mais importante quando se trata de sistema de lodo ativado. É através deste parâmetro que se pode estabelecer a razão entre a massa de lodo presente no sistema e a taxa de descarga de lodo de excesso.  $R_s$  também pode ser entendida como o tempo médio de permanência do lodo no sistema de lodo ativado, o que caracteriza as populações presentes, isto é, quanto maior idade de lodo mais células velhas estarão presentes (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

O volume dos reatores também pode ser determinado baseando-se na teoria proposta por van Haandel & Marais (1999). Para isso alguns parâmetros devem ser estabelecidos: concentração do lodo; da idade de lodo; da composição do material orgânico afluente e da temperatura. A concentração de lodo é determinada através de análises laboratoriais de sólidos suspensos voláteis do licor misto oriundo do sistema que se quer dimensionar, enquanto que a idade de lodo é estabelecida mediante definição de objetivos (por exemplo: para nitrificação – maior idade de lodo, favorecendo o crescimento das bactérias autotróficas nitrificantes, etc). Através da caracterização física e química do afluente (com variáveis analíticas como sólidos, DQO, nutrientes) pode-se conhecer a composição do esgoto afluente. A temperatura também deve ser considerada ( $b_h$ ).

Para que os resultados dos dois diferentes sistemas de tratamento pudessem ser comparados, foi necessário que as condições operacionais dos mesmos fossem iguais na medida do possível.

Nas Tabelas 2 e 3 estão apresentados os parâmetros de projeto da pesquisa, definidos conforme referenciado por van Haandel & Marais (1999). Na Tabela 2 é feito o dimensionamento das unidades componentes dos dois sistemas de lodo ativado. Na Tabela 3 encontram-se as recirculações de licor misto presentes nas duas configurações escolhidas para esta pesquisa.

**Tabela 2:** Parâmetros de projeto e dimensionamento dos reatores da pesquisa.

Reator	Diâmetro (m)	Altura (m)	Quantidade	$V_T$ (L)	$V_U$ (L)
Anaeróbio	0,20	0,95	1	29	27
Pré-D	0,20	0,95	1	29	27
Pré-D	0,30	0,95	1	67	65
Aeróbio	0,41	0,95	2	105	102
Pós-D	0,25	0,95	2	46	41
Decantador	0,35	0,80	2	76	70

**Tabela 3:** Recirculações de licor misto presentes no sistema Bardenpho e UCT.

Bardenpho				UCT			
Recir.	Taxa	Vazão (L/d)	Direção	Recir.	Taxa	Vazão (L/d)	Direção
s	1	300	de dec para $R_1$	s	1	300	de dec para $R_2$
a	3	900	de $R_3$ para $R_1$	a	2	600	de $R_3$ para $R_2$
r	0	0	-	r	1	300	de $R_2$ para $R_1$

Após montados, os sistemas foram operados com um tempo de detenção hidráulica de 0,78 dias, e idade de lodo de 20 dias. Os parâmetros de controle e desempenho monitorados bem como os métodos analíticos utilizados estão listados na Tabela 4. Para cada parâmetro, foram realizadas no mínimo 20 determinações durante o período experimental (julho de 2007 a fevereiro de 2008 – perfazendo um total de 7 meses).



**Tabela 4:** Análises realizadas na pesquisa e suas metodologias analíticas de determinação.

Parâmetros	Métodos analíticos	Referência
DQO mg/L	Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (1998)
NTK mgN/L	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
Amônia N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (1998)
Nitrato N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ácido cromotrópico	APHA <i>et al.</i> (1991)
Fósforo Total	Ácido Ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1998)
Ortofosfato	Ácido Ascórbico	APHA <i>et al.</i> (1998)
Alcalinidade Total	Kapp	BUCHAUER (1998)
pH	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (1998)

## RESULTADOS

Nas Tabelas 5 e 6 estão os resultados médios obtidos dos parâmetros analisados ao longo de 7 meses de operação dos sistemas Bardenpho e UCT. Como pode ser observado nas Tabelas 5 e 6 o sistema UCT mostrou-se pouco mais eficiente quanto à remoção de matéria orgânica e fósforo que o Bardenpho.

Os sistemas foram configurados para a remoção de nitrogênio e de fósforo, porém segundo van Haandel & Marais (1999) e van Haandel & van der Lubbe (2007) para uma boa remoção de fósforo a presença de uma zona anaeróbia grande em termos de volume é imprescindível. Todavia, a presença desta zona anaeróbia limita o tamanho da zona anóxica e, conseqüentemente, diminui a capacidade de desnitrificação. Por outro lado, quando se dimensiona estas duas zonas grandes, quem diminui é a fase aeróbia, responsável pela nitrificação. Sendo assim, pode ocorrer perda da eficiência de nitrificação, e até mesmo da remoção de material orgânico, além de haver possibilidade de desenvolvimento de lodo filamentososo (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

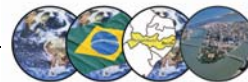
**Tabela 5:** Resultados referentes ao Sistema Bardenpho.

Sistema Bardenpho Convencional	Afluentes	Efluentes	Eficiência %
DQO mg/L	550	55	90
NTK mgN/L	59	2,8	95
Amônia N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	50	0,9	98
Nitrato N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	1,4	-
Fósforo Total	8,0	2,8	65
Ortofosfato	6,1	2,2	64
Alcalinidade Total	364	178	-
pH	7,5	8,0	-

**Tabela 6:** Resultados referentes ao Sistema UCT.

Sistema UCT	Afluentes	Efluentes	Eficiência %
DQO mg/L	559	47	92
NTK mg-N/L	62	2,5	96
Amônia N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	47	0,9	98
Nitrato N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	2,0	-
Fósforo Total	9,0	2,3	74
Ortofosfato	6,5	2,2	66
Alcalinidade Total	383	173	-
pH	7,7	8,0	-

Os resultados apresentados na Tabela 5 mostram eficiência pouco superior do sistema Bardenpho sobre a remoção de nitrogênio, quando comparado ao sistema UCT. Percebe-se também boa remoção de NTK e amônia dos sistemas, apresentando ambos os sistemas, percentual de 95%, tendo como valor máximo 98%.



Com a remoção de fósforo total observou-se que para essa variável, o sistema UCT pode ser diferencial, visto que, obteve quase 10% de diferença na eficiência de remoção.

Os sistemas também mostraram elevada capacidade de desnitrificação. O sistema Bardenpho apresentou efluente com concentração de 1,4 mgN/L. O sistema UCT também conseguiu atingir excelente remoção de nitrato, liberando 2,0 mgN/L em seu efluente.

Verifica-se que o sistema Bardenpho é bastante promissor quanto à remoção de nitrogênio, além de apresentar boa remoção de DQO. O sistema UCT apresentou uma boa configuração tanto para remoção de material carbonáceo, quanto para os nutrientes nitrogênio e fósforo.

Considerando que os dois sistemas apresentam boas eficiências de remoção do material nitrogenado e carbonáceo, o critério para a escolha entre um sistema ou outro pode ser definido pela melhor eficiência de remoção de fósforo, sendo assim recomendado o sistema UCT para essa situação.

Segundo a Resolução N°357 do CONAMA, as concentrações atingidas dos efluentes dos sistemas, enquadraram-se nos padrões exigidos de lançamento e nos padrões estabelecidos para a classe 2. Nitrogênio amoniacal total, segundo esta resolução, deve variar de 0,5 a 3,7 mgN/L, conforme o pH e foram encontradas concentrações abaixo de 1 mgN/L em ambos os sistemas. A concentração de nitrogênio amoniacal do efluente dos sistemas, poderia se encontrar dentro da faixa de 2 e 3,7 mgN/L (pH abaixo de 7,5 e entre 7,5 e 8,0, respectivamente). Dessa forma, vê-se que os resultados obtidos em termos de nitrogênio amoniacal foram bons, já que atingiu satisfatoriamente as exigências legais.

Quanto à remoção de fósforo, o sistema Bardenpho apresentou boa eficiência quando se analisa, principalmente, miligramas de fosfato removidos. O fósforo em sistemas como esse é removido junto com o lodo de excesso, que é descartado conforme a idade de lodo estabelecida. O sistema UCT apresentou relevante remoção de fósforo, como esperado, maior que o conseguido pelo sistema Bardenpho, devido provavelmente à presença de bactérias poli-p (removedoras de fósforo).

Os sistemas biológicos estudados nesta pesquisa ainda se encontram com valores de fósforo total acima do máximo permissível para a classe 2 da resolução N°357 do CONAMA.

## **CONCLUSÕES**

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Embora a remoção média do material carbonáceo atingida pelo sistema UCT tenha sido maior que a atingida pelo sistema Bardenpho (92% e 90% respectivamente), os efluentes dos dois apresentaram-se muito satisfatórios (55 mg/L e 47 mg/L, respectivamente).

Quanto à remoção de NTK, os sistemas Bardenpho e UCT, apresentaram praticamente mesmo comportamento, sendo suas eficiências de aproximadamente 95% e 96%, respectivamente. A eficiência na remoção de amônia foi semelhante para ambos os sistemas, em média aproximada de 98%. O CONAMA aceita valores de 2 e 3,7 mgN/L (para pH abaixo de 7,5, e entre 7,5 e 8,0, respectivamente), em relação à nitrogênio amoniacal efluente para corpos d'água classificados em classe 2. As concentrações obtidas nos efluentes dos sistemas encontraram-se dentro da faixa permitida. Para ambos os sistemas essas concentrações não ultrapassaram 1 mgN/L em quase todas as determinações analíticas.

Quanto à remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel os sistemas não ultrapassaram eficiências acima de 70%. Para as frações de fósforo desta pesquisa, os sistemas não conseguiram atender às exigências da Resolução N°357 do CONAMA que aceita a faixa de 0,03 a 0,05 (segundo o ambiente) mgP/L para a classe 2. As concentrações de fósforo total encontradas no efluente dos sistemas foram em torno de 3,3 mg/L.

Foi possível enquadrar o efluente dos dois sistemas, segundo a Resolução N°357 do CONAMA, quanto ao material nitrogenado amoniacal, e o material carbonáceo. Porém a remoção de fósforo ainda precisa ser efetivada, necessitando talvez de uma intervenção e polimento físico- químico.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. *et al.* Standard methods for the examination of water and wastewater. 18 ad Washington: American Public Health Association, 1998.
2. BRASIL (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - Resolução Nº357 de 17 de março de 2005, Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território nacional. *Diário Oficial da União*, Brasília Seção 1, pp. 58-63; 2005.
3. BUCHAUER, K. A. A Comparison of two simple titration procedure to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment process. *Water S. A.*, v 24, nº 1, p. 49-56; 1998.
4. HESPANHOL, I. Notas de aula da disciplina “Tratamento de Águas Residuárias”. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1986.
5. PEAVY, H. S.; ROWE, D. R. & TCHOBANOGLOUS, G. *Environmental Engineering*, New York: McGRAW-Hill, 1985.
6. VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações. Campina Grande - PB: Epgraf, 1999.
7. VAN HAANDEL, A. C. & VAN DER LUBBE, J. *Handbook Biological Wastewater Treatment – 2007 design and optimization of activate sludge systems*, 2007.