

II-105 - PERFORMANCE DE DIFERENTES SUBSTRATOS EM SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA E NUTRIENTES

Mateus Xavier de Lima⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestrando em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela UTFPR.

Gabriela Ribeiro Marcelino

Bacharela em Química pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UTFPR.

Karina Querne de Carvalho Passig

Engenheira Civil pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre e Doutora em Engenharia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Docente do Departamento Acadêmico de Construção Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Curitiba (UTFPR).

Fernando Hermes Passig

Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre e Doutor em Engenharia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Docente do Departamento Acadêmico de Química e Biologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Curitiba (UTFPR).

André Gustavo Patel

Engenheiro Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Mestrando pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela UTFPR.

Endereço⁽¹⁾: Rua Deputado Heitor Alencar Furtado, 5000 – Cidade Industrial – Curitiba - PR - CEP: 81280-340 - Brasil - Tel: (44) 99998-1006 - e-mail: mateusxavier.lima@gmail.com

RESUMO

Devido à necessidade de tratamento de esgotos em zonas remotas, sistemas descentralizados, em especial sistemas de *wetlands* construídos (WC), tornam-se cada vez mais atrativos por sua eficiência e baixo custo de implantação e operação. Contudo, necessita-se melhor compreender as principais vias de remoção de contaminantes, bem como otimizar estes sistemas para atingir maiores eficiências de tratamento. Com isso, o objetivo do presente estudo foi avaliar quatro WCs, sendo dois sistemas com brita, um plantado (WC-BP) e um não plantado (WC-B), e dois com argila expandida, um plantado (WC-AP) e um não plantado (WC-A). A macrófita utilizada para a cobertura vegetal dos sistemas foi *Eichhornia crassipes* para verificação da influência desta macrófita na remoção de contaminantes. Os sistemas foram montados em caixas de polipropileno em escala de microcosmo (0,5 m x 0,4 m x 0,3 m) e volume útil de aproximadamente 11 L. Foram determinados temperatura, pH, OD, DQO, alcalinidade total, ácidos voláteis, NTK, N-NH₃ e PT em amostras do afluente e efluente para avaliação do comportamento dos WCs. A partir dos resultados foi verificado que todos os sistemas operam sob condições anóxicas, sendo este o possível motivo das maiores concentrações de amônia nas amostras dos efluentes em relação às do afluente dos sistemas. O sistema com melhor desempenho foi WC-BP com remoções médias de 78% para DQO, 58% para NTK e 28% para PT. Observa-se ainda que, de modo geral, os substratos não obtiveram eficiências tão diferenciadas, mas a presença da macrófita influenciou positivamente nas remoções dos parâmetros. Desta forma, pode-se considerar, sob as condições operacionais estudadas, que a cobertura vegetal é essencial para otimização do tratamento de efluentes fracos em WC.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento Descentralizado, Argila Expandida, *Eichhornia crassipes*, Esgoto Sintético.

INTRODUÇÃO

Sistemas descentralizados, como *wetlands* construídos (WC), têm se tornado mais interessantes devido ao desafio de proporcionar tratamento de esgotos adequado em locais isolados ou afastados da rede coletora. Dentre seus principais atrativos, podem ser citados o baixo custo de implantação e manutenção, a não necessidade de mão de obra especializada para manutenção e o valor paisagístico atribuído à cobertura vegetal utilizada.

A eficiência de remoção de matéria carbonácea e nutrientes de esgotos sanitários nestes sistemas já são de conhecimento comum, especialmente nas etapas de tratamento secundário e terciário, visto que como tratamento primário muitas vezes pode haver entupimento dos sistemas (ABOU-ELELA *et al.*, 2014; MARTÍN *et al.*, 2013). Entretanto, nota-se ainda necessidade de otimização dos processos de tratamento objetivando alcançar maiores eficiências por área territorial, visto que este confere um dos maiores custos e torna-se muitas vezes um limitante do uso do WC. A maioria dos estudos reportados na literatura buscando otimizar uma configuração de implantação possuem seu foco principalmente na variação da cobertura vegetal, sentido do escoamento, formas de alimentação e combinação de dois ou mais sistemas, como os híbridos, por exemplo (BOHÓRQUEZ; PAREDES; ARIAS, 2016; CUI *et al.*, 2015).

Há ainda, de forma menos investigada, a possibilidade de otimização da eficiência do WC com a variação de substrato, visto que os mais tradicionalmente utilizados são areia e brita (CHANG *et al.*, 2012). Apesar da conhecida capacidade de remoção de matéria carbonácea e nitrogênio, estes sistemas apresentam baixa ou nula remoção de fósforo, o que pode contribuir com processos de eutrofização em lagos e rios (KERR *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2012). Neste sentido, agregados à base de argila têm sido estudados e apontados como altamente capazes de remoção de fósforo por processos sortivos (WHITE *et al.*, 2011).

Neste sentido, o objetivo do presente artigo é comparar a eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada em quatro WC preenchidos com brita e argila expandida, visando identificar o material que apresente melhor desempenho como substrato. Além disso, busca-se investigar o papel da cobertura vegetal com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. na remoção dos contaminantes citados.

ETAPAS METODOLÓGICAS

Para realizar a comparação entre os dois tipos de substrato, quatro WC foram montados, sendo dois sistemas com brita, um plantado (WC-BP) e um não plantado (WC-B), e dois com argila expandida, um plantado (WC-AP) e um não plantado (WC-A).

A espécie nativa utilizada para cobertura vegetal dos sistemas plantados foi *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecida como aguapé, facilmente encontrada no território nacional, sendo acondicionadas ao meio cinco plantas por sistema, totalizando 25 plantas.m². Os sistemas foram feitos em escala de microcosmos (0,50 m x 0,40 m x 0,30 m), sendo construídos em caixas de polipropileno, resultando no volume total de 60 L e volume útil de aproximadamente 11 L (cada).

Os sistemas foram alimentados em batelada três vezes por semana com efluente sintético preparado de acordo com metodologia adaptada de Torres (1992), de forma a ser classificado como “fraco” (Tabela 1).

Tabela 1: Composição do esgoto sanitário sintético “fraco”.

Descrição	Quantidade para 1 L (g)
Extrato de Carne (g)	0,100
Amido Solúvel P.A. (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n (g)	0,005
Farinha de Trigo (g)	0,100
Sacarose (C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁) (g)	0,0087
Cloreto de Amônio P.A – ACS (NH ₄ Cl) (g)	0,051
Celulose Microcristalina U.S.P (g)	0,0015
Cloreto de Sódio P.A. (NaCl) (g)	0,2500
Cloreto de Magnésio P.A. (MgCl ₂ ·6H ₂ O) (g)	0,0070
Cloreto de Cálcio Anidro P.A. (CaCl ₂) (g)	0,0045
Fosfato de Potássio Mono. P.A – ACS (KH ₂ PO ₄) (g)	0,0132
Bicarbonato de Sódio P.A – ACS (NaHCO ₃) (g)	0,100

Durante o primeiro mês de operação, foi realizado um monitoramento semanal para acompanhar o comportamento dos sistemas com coleta de amostras do afluente e efluente para determinação da temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade total (AT), ácidos voláteis (AV), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e fósforo total (PT), em duplicata, conforme métodos e referências apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros e Técnicas analíticas utilizadas no monitoramento.

PARÂMETROS	MÉTODO DE ANÁLISE	NÚMERO DO MÉTODO	REFERÊNCIA
T (°C)	Potenciométrico	-	-
pH	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Eaton et al. (2012)
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	Polarográfico	4500-O B'	Eaton et al. (2012)
DQO (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	Eaton et al. (2012)
AT (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley, Boyle e Converse (1986)
AV (mgHAc.L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Titulométrico	4500-N _{org}	Eaton et al. (2012)
N-NH ₃ (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Titulométrico	4500-N	Eaton et al. (2012)
PT (mgPO ₄ -P.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2012)

Após a etapa inicial, o comportamento dos sistemas foi avaliado quanto à eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada no período de meses de Janeiro e Abril de 2017 (quatro meses). Nesta etapa as análises foram realizadas 24 h após a alimentação dos sistemas.

Após a obtenção dos dados experimentais da etapa de avaliação, estatísticas descritivas foram usadas para descrever os dados dos sistemas de WCs, como coeficiente de variação e desvio padrão.

PRIMEIRA ETAPA: MONITORAMENTO DOS SISTEMAS

Na Tabela 3 são apresentados os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos das amostras do afluente e efluente dos sistemas durante o monitoramento.

Tabela 3: Resumo dos resultados das análises físico-químicas do monitoramento dos sistemas.

PARÂMETROS	AFLUENTE	WC-A	WC-AP	WC-B	WC-BP
pH	6,80	6,82	6,83	6,73	6,87
T (°C)	19,90	19,33	19,63	19,87	19,25
OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	0,33	1,61	1,26	1,30	1,02
DQO (mg.L ⁻¹)	230	138	117	170	170
Remoção de DQO (%)	-	40	49	26	26
AT (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	181	261	287	307	294
AV (mgHAc.L ⁻¹)	38	60	41	55	46

Legenda: Número de amostras – 4

ANÁLISE DOS RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA

Conforme observado na Tabela 3, não houve variações consideráveis nos valores de pH em nenhuma das amostras, tanto do afluente quanto do efluente dos sistemas. Segundo Kadlec e Wallace (2009), os valores encontram-se na faixa de 6,5 a 7,5 em que as bactérias desnitrificantes apresentam melhores resultados no processo de remoção de nitrogênio, sugerindo favorecimento da remoção de nitrogênio via microrganismos.

Os valores da temperatura variaram de 19 °C a 21 °C durante o monitoramento dos sistemas, resultando inferior à faixa ótima de 25 °C a 35 °C para desnitrificação, conforme sugerido por Sezerino (2015). De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a temperatura é um fator limitante para os processos microbiológicos, especialmente na degradação de matéria orgânica e processos de desnitrificação. Como os valores obtidos são inferiores pode haver diminuição ou retardamento deste processo nos sistemas avaliados.

Com base nos valores de OD obtidos ao longo do monitoramento, os sistemas podem ser classificados em anóxicos, de acordo com classificação de Metcalf e Eddy (2003), que indica como anóxicos sistemas com concentrações de OD inferiores à 2,0 mgO₂.L⁻¹. Contudo, tendo observado que em todos os sistemas há produção de alcalinidade e não seu consumo, pode-se constatar que os microrganismos atuantes são majoritariamente anaeróbios. De acordo com Younger et al. (2002), sistemas de *wetlands* construídos saturados com fluxo vertical descendente produtores de alcalinidade, como é o caso dos sistemas em questão, são classificados como sistemas anaeróbios, visto que os microrganismos destes ambientes são heterotróficos e não utilizam oxigênio dissolvido para sua sobrevivência.

A quantificação da matéria orgânica, em termos de DQO, deu respaldo ao objetivo do trabalho em avaliar o tratamento de esgoto sanitário “fraco” que, segundo Metcalf e Eddy (2003), apresenta DQO de até 250 mg.L⁻¹. Além disto, com análises nas amostras do afluente e efluente, pode-se observar que, em apenas um mês de operação, os sistemas são capazes de remover parcialmente matéria orgânica, especialmente os sistemas constituídos de argila expandida, visto que o WC-AP apresentou melhor eficiência média de remoção de DQO de 49%.

SEGUNDA ETAPA: AVALIAÇÃO DOS SISTEMAS

Os resultados médios (X), desvio padrão (DP), valores máximos (MÁX), valores mínimos (MÍN) e de coeficiente de variação (CV) obtidos na caracterização do afluente são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores máximos e mínimos obtidos nas análises do afluente.

PARAMETROS	AFLUENTE				
	X	DP	Mín	Máx	CV
pH	7,01	0,25	6,51	7,25	3,56
T	21,45	0,71	20,3	22,5	3,30
OD	0,32	0,13	0,11	0,50	40,64
AT	224	19,57	193	251	8,76
AV	34	8,40	21	43	25,00
DQO	178	32,29	123	215	18,17
NTK	70	5,70	63	79	8,10
N-NH ₃	40	6,39	30	48	15,77
PT	18,59	1,42	16,7	21,0	7,62

Legenda: Número de amostras – 8; X – média; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Mín – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); pH – potencial Hidrogeniônico; T (°C) – temperatura do líquido; OD (mgO₂.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; AT (mgCaCO₃.L⁻¹) – alcalinidade total; AV (mgHAc.L⁻¹) – ácidos voláteis; DQO (mg.L⁻¹) – demanda química de oxigênio; NTK (mgN-NTK.L⁻¹) – nitrogênio total de Kjeldahl; N-NH₃ (mgN-NH₄⁺.L⁻¹) – nitrogênio amoniacal; PT (mgPO₄-P.L⁻¹) – fósforo total

Em relação às frações nitrogenadas foram obtidas concentrações médias de 70 mgN-NTK.L⁻¹ e 40 mgN-NH₃.L⁻¹, que estão de acordo com a classificação de Metcalf e Eddy (2003) de esgoto sanitário com concentração média (valores não devem ultrapassar 85 mg N-NTK.L⁻¹ e 50 mg N-NH₃.L⁻¹). Em relação à fração fosforada, o esgoto sintético utilizado pode ser classificado como forte (valor superior a 15 mgPO₄-P.L⁻¹), visto que o valor médio mensurado foi 18,59 mgPO₄-P.L⁻¹.

Os resultados médios (X), desvio padrão (DP), valores máximos (MÁX), valores mínimos (MÍN) e de coeficiente de variação (CV) obtidos no monitoramento dos sistemas são apresentados nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5: Valores da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores máximos e mínimos obtidos nas avaliações das amostras do efluente dos sistemas com argila expandida.

PARAMETROS	WC-A					WC-AP				
	X	DP	Mín	Máx	CV	X	DP	Mín	Máx	CV
pH	6,99	0,27	6,61	7,4	3,90	7,04	0,27	6,69	7,39	3,79
T	21,95	0,79	20,8	23,3	3,60	22,1	0,70	20,9	22,8	3,15
OD	0,83	0,29	0,49	1,3	35,14	0,59	0,49	0,56	2,08	45,81
AT	319	34,40	277	374	10,77	282	39,63	197	324	14,08
AV	58	12,45	33	77	21,62	44	19,23	21	72	43,92
DQO	96	29	43	142	29,75	84	49	17	170	59
R-DQO	45	16,87	25	76	37,58	52	25	10	91	48
NTK	67	9,21	50	78	13,85	60	10	40	80	21
R-NTK	5	17,78	-11*	35	294	14	15	-1*	45	111
N-NH ₃	53	15,46	22	74	15,07	49	3	37	59	15,07
R-N-NH ₃	-34*	53,49	-45*	32	-156	-26	39	-78*	12	-147
PT	16,16	1,70	13,5	18	10,49	13,57	2,42	9,19	16,9	17,85
R-PT	13	12,03	3	36	96,15	26	16	9	56	60

Legenda: Número de amostras – 8; X – média; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Mín – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); pH – potencial Hidrogeniônico; T (°C) – temperatura do líquido; OD (mgO₂.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; AT (mgCaCO₃.L⁻¹) – alcalinidade total; AV (mgHAc.L⁻¹) – ácidos voláteis; DQO (mg.L⁻¹) – demanda química de oxigênio; R-DQO (%) – remoção de DQO; NTK (mgN-NTK.L⁻¹) – nitrogênio total de Kjeldahl; R-NTK (%) – remoção de NTK; N-NH₃ (mgN-NH₄⁺.L⁻¹) – nitrogênio amoniacal; R-N-NH₃ (%) – remoção de N-NH₃; PT (mgPO₄-P.L⁻¹) – fósforo total; R-PT (%) – remoção de PT; * – aumento em relação à concentração nas amostras do afluente.

Tabela 6: Valores da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores máximos e mínimos obtidos nas avaliações das amostras do efluente dos sistemas com brita.

PARAMETROS	WC-B					WC-BP				
	X	DP	Mín	Máx	CV	X	DP	Mín	Máx	CV
pH	6,94	0,34	6,64	7,57	4,89	7,03	0,16	6,8	7,29	2,26
T	22,51	0,67	21,3	23,3	3,00	22,36	0,61	21,3	23,1	2,71
OD	0,94	0,29	0,53	1,24	30,42	1,03	0,20	0,7	1,3	19,19
AT	330	30,59	300	388	9,27	318	27,29	281	359	8,59
AV	54	18,20	35	93	31,72	29	15,37	8	49	52,62
DQO	114	26	44	175	62	42	26	18	94	62
R-DQO	37	11	7	64	14	78	11	56	88	14
NTK	63	12	45	81	20	58	14	38	77	24
R-NTK	10	16	-9*	42	157	18	18	-7*	40	101,63
N-NH ₃	52	7	44	62	14	42	7,37	31	49	17,59
R-N-NH ₃	-32*	36	-91*	2	-112	-8*	35,42	-62*	33	-432
PT	16,10	2,39	12,3	18,1	14,87	13,20	3,64	5,31	16,1	27,59
R-PT	13	17	-2*	41	132	28	7,89	5	75	80,19

Legenda: Número de amostras – 8; X – média; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Mín – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); pH – potencial Hidrogeniônico; T (°C) – temperatura do líquido; OD (mgO₂.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; AT (mgCaCO₃.L⁻¹) – alcalinidade total; AV (mgHAc.L⁻¹) – ácidos voláteis; DQO (mg.L⁻¹) – demanda química de oxigênio; R-DQO (%) – remoção de DQO; NTK (mgN-NTK.L⁻¹) – nitrogênio total de Kjeldahl; R-NTK (%) – remoção de NTK; N-NH₃ (mgN-NH₄⁺.L⁻¹) – nitrogênio amoniacal; R-N-NH₃ (%) – remoção de N-NH₃; PT (mgPO₄.P.L⁻¹) – fósforo total; R-PT (%) – remoção de PT; * – aumento em relação à concentração das amostras do afluente

Analisando os valores de pH, T, OD e AT obtidos na primeira e segunda etapa, monitoramento e análise, respectivamente, é possível observar que não foram constatadas diferenças em relação à estabilidade dos sistemas. Contudo, é importante observar aumento na temperatura que era de aproximadamente 19 °C para 22 °C em média, provavelmente influenciado pela temperatura externa, visto que a etapa de monitoramento se deu em outubro, onde as médias de temperatura raramente ultrapassaram os 20 °C. Já durante o período de avaliação, durante o verão, as médias de temperatura ficaram em sua maioria entre 20 e 25 °C. (INMET, 2017). Houve ainda diminuição nas concentrações de OD, mas pode-se manter a consideração, de acordo com classificação proposta por Metcalf e Eddy (2003) baseada em valores de OD, que todos os sistemas operaram sob condições anóxicas.

As eficiências de remoção de DQO variaram de 25 a 75% no WC-A, 10 a 91% no WC-AP, 7 a 64% no WC-B e 56 a 88% no WC-BP. A partir destes dados obtidos, pode-se observar que os sistemas contendo brita tiveram melhor desempenho, se comparados com os sistemas de argila expandida, visto que o WC-BP obteve maior remoção média de 78%. Ainda, observa-se que os sistemas plantados, independente da configuração do substrato, obtiveram maiores eficiência de remoção de DQO se comparados com os sistemas contendo apenas o substrato.

Chang *et al.* (2012) obtiveram remoções de 59,9% e 62,8% em sistemas em escala piloto (1 m x 1 m x 1 m) alimentados com esgoto sintético com DQO média de 288 mg.L⁻¹, plantados com *Typha orientalis* e *Arundo donax* var. *Versicolor* (sistema I), e *Canna indica* e *Pontederia cordata* (sistema II) utilizando brita e areia como substrato. Abou-Elela *et al.* (2013) obtiveram remoções superiores às encontradas neste estudo, sendo 92,3% em um sistema vertical em escala piloto (37, 87 m x 17,3 m x 0,85 m) plantado com *Phragmite australis* e *Canna indica*, alimentado com esgoto sanitário com DQO média afluente de 246 mg.L⁻¹.

Nos sistemas foram verificadas remoções médias de NTK de 5% para WC-A, 14% para WC-AP, 10% para WC-B e 18% para WC-BP com concentração média no afluente de 70 mg.L⁻¹. As eficiências de remoção máximas não ultrapassaram 45% em qualquer um dos sistemas estudados. Chang *et al.* (2012) também reportaram baixas remoções de nitrogênio total em dois sistemas de escoamento vertical descendente e ascendente plantados com *Typha orientalis* e *Arundo donax* var. *versicolor* (sistema 1) e *C. indica* e *Pontederia cordata* (sistema 2), de 15,0% e 12,8%, respectivamente. Segundo os autores, este fato se deve às

baixas concentrações de OD (inferiores a $1,5 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$) resultando também no favorecimento do processo de amonificação, que ocorre mais rapidamente que processos de nitrificação e desnitrificação.

É importante notar que os sistemas plantados apresentaram eficiências de remoção de NTK superiores aos sistemas não plantados, indicando possível contribuição da planta na remoção deste parâmetro. O papel da planta fica mais evidente no estudo de Ozengin *et al.* (2016) que reportaram remoções de nitrogênio total de 83,95% para sistemas em escala piloto (0,2 m x 2,45 m x 0,45 m) plantados com *P. australis* e argila expandida como substrato, e de 66,8% no sistema não plantado.

Pode-se observar ainda em alguns casos remoções negativas de nitrogênio total, que representam aumento na concentração nas amostras do efluente em relação às amostras do afluente dos sistemas, e que podem ser explicadas pelo possível carreamento de sólidos ou biofilme do sistema no efluente (TORTORA, 2012).

Eficiências negativas foram também constatadas na remoção de N-NH_3 nos sistemas. No entanto, diferentemente do NTK, esta produção do N-NH_3 pode ser explicada pelo processo de amonificação, ou seja, a liberação de amônia de compostos nitrogenados utilizados como fonte de carbono (ALEF; KLEINER, 1986). Assim, mesmo com pH favorável ao processo de desnitrificação via microrganismos, os sistemas podem ter limitação nos processos de nitrificação e desnitrificação devido à baixa disponibilidade do OD, visto que estes processos são favorecidos em ambientes com concentrações superiores a $1,5 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ (DU; SHI; MA, 2015; YE; LI, 2009).

Zhang *et al.* (2012) também utilizaram esgoto sintético para seus experimentos e reportaram remoções de N-NH_3 de 46 e 93% em dois sistemas (1,2 m x 0,6 m x 0,6 m), um não plantado e um plantado com *Typha angustifolia*, respectivamente, para uma concentração inicial de 24 mg.L^{-1} . As concentrações de OD obtidas em cada sistema, no entanto, foram $4,5$ e $3,7 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, sendo assim favorecidos os processos de nitrificação para oxidação de amônia. Já Ozengin *et al.* (2016) registraram remoções médias de 66 e 57,4% para os sistemas plantado com *P. australis* e não plantado, respectivamente. As concentrações de OD para os dois sistemas foram $1,74 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ e $2,01 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, respectivamente, o que pode ser um dos fatores que explica a eficiência dos sistemas.

Em geral, os principais mecanismos de remoção de fósforo nos sistemas de *wetlands* construídos são assimilação, adsorção, complexação, retirada pela planta e precipitação (ARIAS; BUBBA; BRIX, 2001). É possível observar maiores eficiências nos sistemas plantados, variando de 9 a 56% para WC-AP e de 5 a 75% para WC-BP. Apesar das eficiências máximas, as médias de eficiência para os sistemas foram 26 e 28%, respectivamente. Os sistemas não plantados alcançaram eficiências de remoção máximas de 36 e 41% para WC-A e WC-B, respectivamente, com média de 13% de remoção para ambos os sistemas.

Abdelhakeem *et al.* (2016) obtiveram remoções médias de 16% de fósforo total também em sistemas de microcosmos (0,3 m x 0,3 m x 0,3 m), contudo plantados com *P. australis*, tendo brita como principal substrato. Já Ozengin *et al.* (2016) obteve remoções de 40,52 e 37,91% em sistemas utilizando agregados de argila expandida como substrato, sendo um plantado com *P. australis* e um não plantado, respectivamente, para efluente sintético fraco com concentração afluente de $4 \text{ mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$. Contudo, no presente estudo, não foi possível observar variações representativas entre os sistemas com substratos de brita e argila, sendo possível, no entanto, a identificação do papel da macrófita *Eichhornia crassipes* no auxílio da remoção deste parâmetro.

CONCLUSÃO

Com base no exposto, há a possibilidade de classificar os sistemas como anóxicos com em relação aos valores de OD, tendo organismos anaeróbios como os principais atuantes nos processos microbianos, o que pode justificar o possível processo de amonificação verificado nos sistemas. O sistema WC-BP apresentou melhor desempenho com eficiências máximas de remoção de 91% para DQO, 45% para NTK, 12% para N-NH_3 e 56% para PT. Desta forma, pode-se considerar, com base nas condições estudadas, a brita como melhor substrato para sistemas de *wetlands* construídos e ainda observa-se o papel de otimização que a macrófita *Eichhornia crassipes* ofereceu para os sistemas de brita e argila expandida na remoção de DQO, NTK e PT.

Além disso, pode-se observar que entre os sistemas não plantados, a brita mostrou-se mais eficiente na remoção de NTK com remoção máxima de 42%, enquanto o sistema com argila expandida foi mais eficiente na remoção de DQO, atingindo máxima remoção de 72%.

Contudo, necessita-se de mais estudos ao longo do tempo e análises estatísticas para corroborar a identificação e averiguação da configuração ideal de projeto para sistemas de *wetlands* construídos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado, a Fundação Nacional de Saúde (Funasa) do Ministério da Saúde pelo aporte financeiro, ao Laboratório de Saneamento (Labsan), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC-UTFPR-CT) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA-UTFPR-CT) pela infraestrutura para desenvolvimento deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. *Performance of a vertical subsurface flow constructed wetlands under different operational conditions. Journal of Advanced Research*, v. 7, p. 803-814, 2016.
2. ABOU-ELELA, S. I.; GOLINELLI, G.; ABOU-TALEB, E. M.; HELLAL, M.S. *Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. Ecological Engineering*, v. 61, p. 460-468, 2013.
3. ABOU-ELELA, S. I.; GOLINELLI, G.; EL-TABL, A. S.; HELLAL, M. S. *Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. Water Science and Technology*, v. 69, p. 38-47, 2014.
4. ALEF, K.; KLEINER, D. *Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potential in soils. Soil Biology and Biochemistry, Oxford*, v. 18, p. 233-235, 1986.
5. ARIAS, C. A.; BUBBA, M. D.; BRIX, H. *Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed wetlands. Water Research*, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.
6. BRASIL. Instituto Nacional de Meteorologia. *Dados meteorológicos*. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 22 abr. 2017.
7. BOHÓRQUEZ, E.; PAREDES, D.; ARIAS, C. A. *Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. Environmental Technology*, v. 38, n. 2, p. 199-208, 2016.
8. CHANG, J. J.; WU, S. Q.; DAI, Y. R.; LIANG, W.; WU, Z. B. *Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. Ecological Engineering*, v.44, p. 152-159, 2012.
9. CUI, L.; OUYANG, Y.; YANG, W.; HUANG, Z.; XU, Q.; YU, G. *Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. Journal of Environmental Management*, v. 153, p. 33-39, 2015.
10. DU, X.; SHI, C.; MA, F. *Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 21, p. 9651-9659, 2016.
11. DILLALO, Rosemarie; ALBERTSON, Orris. E. *Volatile acids by direct titration. Journal of Water Pollution Control Federation*. New York, v. 33, n 4, p. 356-365. 1961.
12. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. B. *Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation*, 2005.
13. HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n.2, p.181-188, 2008.
14. JENSSEN, P. D.; KROGSTAD, T.; PARUCH, A. M.; MÆHLUM, T.; ADAM, K.; ARIAS, C. A.; HEISTAD, A.; JONSSON, L.; HELLSTRÖM, D.; BRIX, H.; YLI-HALLA, M.; VRÅLE, L.; VALVE, M. *Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries – Performance and reuse of filter media. Ecological Engineering*, v. 36, p. 1651-1659, 2010.
15. KADLEC, Robert. H.; WALLACE, Scott. D. *Treatment wetlands. Boca Raton: CRC, Press 2 ed*, 2009.

16. KERR, J.; BURFORD, M.; OLLEY, J.; UDY, J. *Phosphorus sorption in soils and sediments: implications for phosphate supply to a tropical river in southeast Queensland, Australia. Biogeochemistry*, v. 105, n. 1-3, p., 75-83, 2011.
17. MARTÍN, M.; GARGALLO, S.; HERNANDEZ-CRESPO, C., OLIVER, N. *Phosphorus and nitrogen removal from tertiary urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. Ecological Engineering*, v. 61, p. 34-42, 2013.
18. METCALF, Leonard; EDDY, Harrison. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.
19. MIETTO, A.; POLITEO, M.; BRESCHIGLIARO, S.; BORIN, M. *Temperature influence in nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in Northern Italy, Ecological Engineering*, v. 74, p. 291-302, 2015.
20. OZENGİN, N.; ELMACI, A.; YONAR, T. *Application of artificial neural network in horizontal subsurface flow constructed wetlands for nutrient removal prediction. Applied Ecology and Environmental Research*, v. 14, n. 4, p. 305-324, 2016.
21. RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. *Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. Journal Water Pollution Control Federation*, New York, v. 58, p. 406-411, 1986.
22. SEZERINO, Pablo H.; BENTO, Alessandra P.; DECEZARO, Samara T.; Magri, Maria E.; PHILIPPI, Luiz S. *Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, n.1, jan-mar 2015.
23. TORRES, P. *Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários*. São Carlos, 1992. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1992.
24. TORTORA, G. J. *Microbiologia*. 10. ed. Porto Alegre: Artmed, 2012.
25. WHITE, S. A.; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. *Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. Ecological Engineering*, v. 37, p. 1968-1976, 2011.
26. YOUNGER, P.L., BANWART, S.A. & HEDIN, R.S. *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer, Amsterdam, 2002.
27. ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M.; ZHU, J.; SADREDDINI, S.; LI, Y. *Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. Journal of Environmental Management*, v. 96, p. 1-6, 2012.
28. ZHU, T.; MÆHLUM, T.; JENSSEN, P. D., KROGSTAD, T. *Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate. Water Science and Technology*, v. 48, n. 5, p. 93-100, 2003.