

**Universidade de São Paulo  
Faculdade de Saúde Pública**

**Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro  
sanitário com foco na matéria orgânica  
biodegradável e nitrogênio amoniacal**

Vitor Cano

Dissertação apresentada ao Programa  
de Pós-Graduação em Saúde Pública  
para obtenção do título de Mestre em  
Ciências

Área de concentração: Saúde Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antunes  
Nolasco

**São Paulo  
2014**

# **Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal**

Vitor Cano

Dissertação apresentada ao Programa  
de Pós-Graduação em Saúde Pública  
para obtenção do título de mestre em  
Ciências

Área de concentração: Saúde Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Antunes  
Nolasco

**São Paulo  
2014**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese/dissertação.

**Dedico aos meus pais.**

Sem os quais, eu jamais teria iniciado essa jornada.

## **Agradecimentos**

Agradeço imensamente ao meu orientador, Prof. Marcelo Antunes Nolasco, por ter me guiado e aconselhado desde o início, quando eu era apenas um aluno de iniciação científica, até o presente momento, me proporcionando essa grande oportunidade, e sempre me impulsionando a enfrentar os desafios científicos.

Aos membros da banca examinadora: Professores Doutores Ronan Contrera, Marcelus Alexander Valentim, Ednilson Viana, Wanderlei Paganini e Wanda Risso Gunther pelas contribuições.

Agradeço muito a Natália Mayumi Uozumi que me acompanhou, nos bastidores, em todos os momentos do mestrado, sendo compreensiva, me amparando nos momentos de dificuldade e vibrando comigo a cada nova conquista. Sem seu apoio, carinho e amor eu não teria chegado tão longe.

Agradeço muito à companheira de pesquisa Dr. Daniele Vital Vich, que me acompanhou durante a maior parte do mestrado, me ensinando muito sobre a carreira acadêmica e guiando meus primeiros passos no laboratório. Com sua companhia, o desenvolvimento dessa dissertação foi muito mais divertido e empolgante.

À Faculdade de Saúde Pública da USP, em especial ao departamento de Saúde Ambiental, pela atenção, paciência e auxílios disponibilizados para o desenvolvimento da presente dissertação.

À EACH-USP, que através dos setores administrativos responsáveis, cederam o espaço para realização da maioria das atividades e ao setor de manutenção, em especial aos funcionários Antonio da Silva, Carlos Almeida, Gabriel Santana, Ozéias Silva e Wagner Silva, pelo apoio na instalação e manutenções do sistema piloto.

Às empresas Quitaúna e Essencis pela cooperação no fornecimento de lixiviado de seus aterros e pelas informações concedidas de bom grado.

Ao Prof. Dr. Roque Passos Piveli pelo apoio ao permitir que parte das análises do experimento fosse realizada no laboratório de saneamento da Escola Politécnica da USP.

Aos meus irmãos, Bruno e Julio, que direta e indiretamente, e mesmo sem perceberem, me ajudaram enormemente.

Aos alunos de iniciação científica Mariana Laus, Gabriela Silva, Higor Valle, Leandro Barbosa, à mestranda Mariana Chrispim, ao doutorando Helisson e a todos os colegas do Centro Multidisciplinar de Pesquisa e do Grupo de Pesquisa em Água, Saneamento e Sustentabilidade da EACH, que de, uma maneira ou outra, me ajudaram.

Ao CNPq e à CAPES pelas bolsas de estudos concedidas e à FINEP, FAPESP e IHE-UNESCO pelo auxílio financeiro que viabilizou o desenvolvimento do projeto.

E a todos que não estão citados nominalmente aqui, mas que foram essenciais para a consecução da presente dissertação, muito obrigado!

Cano, V. Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014.

## RESUMO

**Introdução** – sistemas de tratamento de esgotos, quando aplicados ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário, não têm apresentado bons resultados. Por conta disso, faz-se necessário o desenvolvimento de alternativas para o tratamento de lixiviado. **Objetivo** – avaliar o pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal e reator biológico de leito móvel (RBLM). **Materiais e métodos** – foram realizados dois experimentos com tratamento de lixiviado após remoção de amônia por dessorção. No experimento 1 utilizou-se *wetlands* construídos de fluxo horizontal em escala de bancada (volume total de 30,8 L), plantados com *Cyperus papyrus*, *Heliconia psittacorum* e *Gynerium sagittatum*, e um controle sem vegetação, preenchidos com pedrisco calcário. O sistema foi alimentado com lixiviado diluído em água em diferentes proporções (entre 10% e 30%) com concentração média de DQO entre 336 e 750 mg.L<sup>-1</sup> e nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) entre 47 e 199 mg.L<sup>-1</sup>. A operação ocorreu em três etapas: (1<sup>a</sup>) alimentação contínua e TDH médio entre 2,7 e 5,3 d; (2<sup>a</sup>) regime de ciclos de recirculação do efluente, para avaliar o efeito do aumento de TDH para 21 dias; (3<sup>a</sup>) alimentação contínua de duas unidades *wetlands* em série, visando elevar o TDH (entre 8,1 e 9,9 d) sem recirculação. O experimento 2 foi implantado em escala piloto, com uma unidade de dessorção de amônia seguida de um Reator Biológico de Leito Móvel (RBLM) e um biofiltro anóxico. O RBLM (volume efetivo de 380 L) foi preenchido em 50% com anel pall. **Resultados e discussão** – No experimento 1, obteve-se baixa remoção de DQO com médias inferiores a 40% e concentração final entre 270 e 750 mg.L<sup>-1</sup>. No entanto, verificou-se remoção de N-NH<sub>4</sub>, principalmente na 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> etapas, com médias de remoção entre 43% e 81%, resultando em concentração de 20 a 223 mg.L<sup>-1</sup>, com influência do TDH. No experimento 2, problemas técnicos durante a instalação e operação inicial e interdição do campus da USP-Leste prejudicaram a adaptação do reator e impediram o seu monitoramento por tempo suficiente para geração de dados consistentes, sendo interrompido na fase inicial. **Conclusões** – A baixa eficiência para DQO provavelmente está relacionada à recalcitrância do lixiviado, ou devido à inibição dos microrganismos por toxicidade. Quanto ao N-NH<sub>4</sub>, infere-se que o aumento do TDH proporcionou maior tempo de difusão de oxigênio para o sistema *wetland*, suprimindo a demanda das bactérias heterotróficas, o que possibilitou utilização do oxigênio excedente pelas nitrificantes, culminando na oxidação do N-NH<sub>4</sub>.

**Palavras-chave:** lixiviado de aterro sanitário; *wetlands* construídos; reator biológico de leito móvel; recalcitrância; nitrificação

Cano, V. Strategies of landfill leachate treatment focused on biodegradable organic matter and ammonia nitrogen. Dissertation (Master in Science) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014.

## ABSTRACT

**Introduction** – sewage treatment systems, when applied to the treatment of landfill leachate, have not shown good results. Thus it is necessary to develop alternatives for the treatment of leachate. **Objective** – To assess the post-treatment of landfill leachate by horizontal subsurface flow constructed wetland and moving bed biofilm reactor (*MBBR*). **Materials and methods** – Two experiments were conducted with treatment of the leachate after removal of ammonia by *stripping*. In experiment 1, horizontal flow constructed wetlands, at bench scale (total volume of 30.8 L), planted with *Cyperus papyrus*, *Heliconia psittacorum* and *Gynerium sagittatum*, and a control without vegetation, were filled with calcareous gravel. The system was fed with leachate diluted in water with different proportions (between 10% and 30%) with mean COD concentration of between 336 and 750 mg.L<sup>-1</sup> and ammonia nitrogen (NH<sub>4</sub>-N) between 47 and 199 mg L<sup>-1</sup>. The operation was divided in three stages: (1st) continuous feeding with mean HRT between 2.7 and 5.3 d; (2nd) regime of effluent recirculation to evaluate the effect of increasing the HRT to 21 days; (3rd) continuous feeding with two *wetlands* units in series, aimed HRT increasing (between 8.1 and 9.9 d) without recirculation. Experiment 2 was implemented on a pilot scale, with a unit of ammonia *stripping* followed by *MBBR* and an anoxic biofilter. The *MBBR* (380 L working volume) was filled 50% with pall ring. **Results and discussion** – In experiment 1, the COD removal was low, with averages below 40%, with effluent concentration between 270 and 750 mg.L<sup>-1</sup>. However, there was removal of NH<sub>4</sub>-N, especially in the 2nd and 3rd stages, with average removal between 43% and 81%, resulting in concentration between 20 and 223 mg.L<sup>-1</sup>, with HRT influence. In experiment 2, technical problems during the installation and initial operation and interdiction of the campus of USP-Leste disrupted the reactor acclimation and precluded the monitoring for sufficient time to generate consistent data for discussion. **Conclusions** – The low efficiency for COD is probably related to the recalcitrance of the leachate, or due to inhibition of microorganisms by toxicity. For NH<sub>4</sub>-N, it is inferred that the increase of the HRT provided greater time for diffusion of oxygen to the wetland system, meeting the demand of heterotrophic bacteria, which allowed the use of excess oxygen by nitrifiers, culminating in the oxidation of NH<sub>4</sub>-N.

**Keywords:** landfill leachate; constructed wetlands; moving bed biofilm reactor; recalcitrance; nitrification

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>4</b>
3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	4
3.1.1 Geração de lixiviado .....	4
3.1.2 Principais poluentes.....	7
3.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	8
3.2.1 Reator Biológico de Leito Móvel (RBLM).....	9
3.2.1.1 Meio suporte .....	12
3.2.1.2 Parâmetros de operação.....	15
3.2.1.3 Aplicação para o tratamento de águas residuárias .....	21
3.2.2 <i>Wetlands</i> construídos .....	24
3.2.2.1 Fluxo subsuperficial.....	30
3.2.2.2 Fluxo horizontal.....	31
3.2.2.3 Vegetação.....	32
3.2.2.4 Aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário .....	38
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>45</b>
4.1 EXPERIMENTO 1: <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA.....	45
4.1.1 Local de estudo .....	45
4.1.2 Configuração das unidades de tratamento .....	46
4.1.2.1 Sistema de dessorção de amônia .....	46
4.1.2.2 Sistema de <i>wetlands</i> construídos.....	46
4.1.3 Lixiviado de aterro sanitário .....	50
4.1.4 Abordagem metodológica .....	52
4.1.4.1 Primeira etapa: alimentação em regime contínuo .....	52
4.1.4.2 Segunda etapa: alimentação em regime de recirculação..	55
4.1.4.3 Terceira etapa: unidades operadas em série .....	56
4.1.4.4 Análises estatísticas.....	59
4.2 EXPERIMENTO 2: REATOR BIOLÓGICO DE LEITO MÓVEL EM ESCALA PILOTO.....	59

4.2.1	Local de estudo .....	59
4.2.2	Configuração das unidades de tratamento .....	59
4.2.2.1	Sistema de dessorção de amônia .....	60
4.2.2.2	Reator biológico de leito móvel (RBLM) e biofiltro anóxico .....	61
4.2.3	Lixiviado de Aterro Sanitário .....	64
4.2.4	Abordagem metodológica .....	65
4.2.4.1	Etapa de adaptação .....	66
	Fonte: Germirli <i>et al.</i> (1991) .....	67
4.2.4.2	Etapa de monitoramento preliminar .....	67
4.3	ANÁLISES DE LABORATÓRIO E TRATAMENTO DOS DADOS .....	67
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>69</b>
5.1	EXPERIMENTO 2: REATOR BIOLÓGICO DE LEITO MÓVEL EM ESCALA PILOTO.....	69
5.1.1	Fase de adaptação .....	69
5.1.2	Fase de monitoramento preliminar .....	72
5.2	EXPERIMENTO 1: <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA.....	75
5.2.1	Vegetação .....	75
5.2.2	Primeira etapa: alimentação em regime contínuo .....	77
5.2.2.1	Parâmetros ambientais .....	77
5.2.2.2	Eficiência de tratamento .....	80
5.2.3	Segunda etapa: alimentação em regime de recirculação .....	87
5.2.3.1	Parâmetros ambientais .....	88
5.2.3.2	Eficiência de tratamento .....	89
5.2.4	Terceira etapa: unidades operadas em série .....	97
5.2.4.1	Parâmetros ambientais .....	98
5.2.4.2	Eficiência de tratamento .....	99
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>115</b>
<b>7.</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>117</b>
<b>8.</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>118</b>
	<b>CURRÍCULO LATTES.....</b>	<b>133</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características de lixiviados de aterros internacionais, nacionais e faixa mais provável para lixiviados brasileiros.....	8
Tabela 2 – Configurações geométricas de meio suportes fabricados para utilização em RBLM .....	12
Tabela 3 – Características geométricas e superfície específica de meio suportes empregados em RBLM reportados pela literatura .....	14
Tabela 4 – Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao RBLM em alguns trabalhos selecionados na literatura .....	16
Tabela 5 – Carga orgânica superficial (COS) aplicada ao RBLM em alguns trabalhos selecionados na literatura.....	16
Tabela 6 – Tipos de bolha e concentração de OD em RBLM reportados na literatura .....	20
Tabela 7 – resumo dos resultados de wetlands construídos de fluxosubsuperficial horizontal aplicados ao tratamento de lixiviado e aterro sanitário, a partir de trabalhos selecionados na literatura .....	43
Tabela 8 – Principais características das espécies vegetais .....	49
Tabela 9 – Caracterização físico-química do lixiviado bruto do Aterro Sanitário Quitaúna.....	51
Tabela 10 – Composição nutricional do meio de cultura.....	52
Fonte: Hoagland e Amon (1950).....	52
Tabela 11 – Parâmetros operacionais para fases 1, 2 e 3 (primeira etapa) para os ensaios A e B. ....	54
Tabela 12 – Parâmetros operacionais da fase 4 (segunda etapa).....	56
Tabela 13 – Composição da solução de micronutrientes - Germirli <i>et al.</i> (1991).....	57
Tabela 14 – Parâmetros operacionais das fases 5 e 6 (terceira etapa).....	58
Tabela 15 – Características da mídia anel pall .....	61
Tabela 16 – Características da torre de dessorção, RBLM e filtro anóxico.....	62
Tabela 17 – Características físico-químicas do lixiviado bruto.....	64
Tabela 18 – Características de operação do RBLM.....	65
Tabela 19 – Composição da solução de macronutrientes .....	67
Tabela 20 – Parâmetros de monitoramento e métodos utilizados para determinação de qualidade da água .....	68
Tabela 21 – Dados de temperatura (°C) das unidades controle (C), HP, CP e GS para a primeira etapa do experimento 1 .....	77
Tabela 22 – Valores de pH das unidades controle (C), HP, CP e GS para a primeira etapa do experimento 1.....	78

Tabela 23 – Concentrações médias ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) afluyente e efluente de diferentes parâmetros nos <i>wetlands</i> construídos para a primeira etapa do experimento 1.....	80
Tabela 24 – Parâmetros ambientais do lixiviado afluyente e efluente para cada ciclo de recirculação da segunda etapa .....	89
Tabela 25 – Concentração dos parâmetros monitorados do lixiviado afluyente e efluente para cada ciclo de recirculação da segunda etapa .....	90
Tabela 26 – Dados de pH das unidades A e B do controle (C) e <i>Heliconia psittacorum</i> (HP) para a terceira etapa do experimento 1 .....	98
Tabela 27 – Concentração de DQO, Carbono Orgânico Total (COT) e cor real para as unidades A e B do controle (C) e <i>Heliconia</i> (HP) para terceira etapa do experimento 1.....	100
Tabela 28 – Concentração de $\text{N-NH}_4$ , $\text{N-NO}_3$ , N-total e Carbono Inorgânico para as unidades A e B do controle (C) e <i>Heliconia</i> (HP) para terceira etapa do experimento 1.....	104

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Balanço hídrico simplificado relacionado à geração de lixiviado no aterro sanitário (Fonte: Farquhar, 1989) .....	5
Figura 2 – Concentração de contaminantes do lixiviado ao longo do tempo (Fonte: Farquhar, 1989) .....	6
Figura 3 – Composição do lixiviado de aterro sanitário ao longo das etapas da dinâmica do aterro sanitário (Fonte: adaptado de Kjeldsen <i>et al.</i> , 2002) .....	6
Figura 4 – Desenho esquemático do sistema RBLM, aeróbio e anóxico/anaeróbio (Fonte: Ødegaard <i>et al.</i> , 1994) .....	10
Figura 5 – Meios suportes fabricados para utilização em RBLM: Kaldnes (A), Aqwise (B), Degremont (C) e Veolia (D) (Fonte: Oliveira <i>et al.</i> , 2011) .....	12
Figura 6 – Diferentes configurações de RBLM de acordo com objetivo de tratamento (Fonte: Ødegaard, 1999) .....	22
Figura 7 –Espectro de ecossistemas em relação à saturação hídrica no qual se encontra o banhado natural (Fonte: Coraucci Filho, 2001) .....	25
Figura 8 – Configurações de wetlands construídos segundo vazão e vegetação (Fonte: próprio autor) .....	28
Figura 9 – Esquema geral de um wetland construído com seus principais componentes (Fonte: USEPA, 2000) .....	32
Figura 10 – Interações positivas e negativas da vegetação com outros organismos na rizosfera através das raízes (Fonte: adaptado de Bais <i>et al.</i> , 2006) .....	33
Figura 11 – Fluxograma do experimento 1 .....	45
Figura 12 – Fluxograma do experimento 2 .....	45
Figura 13 – Sistema de dessorção de amônia .....	46
Figura 14 – Dimensões da unidade de wetland construído. ....	47
Figura 15 – Unidade de wetland construído vazio (caixa plástica).....	47
Figura 16 – Brita ou pedrisco de jardim .....	48
Figura 17 – Perfil da unidade de wetland construído preenchido.....	48
Figura 18 – Mudas de <i>Cyperus papyrus</i> (esquerda), <i>Heliconia psittacorum</i> (centro) e <i>Gynerium sagittatum</i> (direita).....	48
Figura 19 – Lavagem das raízes (A), colocação das mudas nas caixas plásticas (B) e preenchimento com pedrisco (C).....	50
Figura 20 – Wetlands construídos instalados no Centro Multidisciplinar de Pesquisa .....	50
Figura 21 – Fluxograma experimental simplificado do ensaio A e ensaio B .....	53

Figura 22 – Desenho experimental da primeira etapa ao longo do tempo .....	55
Figura 23 – Desenho experimental da segunda etapa ao longo do tempo .....	56
Figura 24 – Fluxograma experimental simplificado da terceira etapa .....	57
Figura 25 – Desenho esquemático do sistema de wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal operados em série: P-1, P-2, P-3, P-4 – tubos para monitoramento de parâmetros ambientais e visualização do nível de água; P-A – ponto de coleta de efluente da primeira unidade, P-B – ponto de coleta de efluente da segunda unidade.....	58
Figura 26 – Desenho (A) e foto (B) das torres em fibra de vidro .....	60
Figura 27 – Fotografia do recheio anel pall.....	61
Figura 28 – Compressor radial (A); difusor da torre de dessorção (B) e do RBLM (C) .....	61
Figura 29 – RBLM e biofiltro anóxico operando após instalação .....	62
Figura 30 – Layout experimental do sistema de tratamento com linhas de lixiviado (verde); ar (laranja); recirculação (lilás); fonte de carbono para desnitrificação (pontilhado); e pontos de coleta de amostra (vermelho) .....	63
Figura 31 – Variação do pH e alcalinidade ao longo do período de adaptação; [1] momento em que ocorre o defeito no soprador e [2] queda de energia, interrompendo a aeração por 24 horas e 4,5 horas, respectivamente. ....	70
Figura 32 – Concentração de COT, DQO, C-Inorg, CT, SST e SSV e relação de carga orgânica de entrada entre etanol e lixiviado ao longo do período de adaptação; [1] defeito no soprador e [2] queda de energia, interrompendo a aeração por 24 e 4,5 horas, respectivamente .....	71
Figura 33 – Anéis Pall coletados do interior do RBLM no 33 <sup>o</sup> dia da fase de adaptação. ....	71
Figura 34 – Grande formação de espuma (A), resultando na perda do conteúdo líquido do reator (B).....	72
Figura 35 – Concentração de DQO do lixiviado bruto e efluente da torre de dessorção, RBLM e biofiltro anóxico durante monitoramento preliminar .....	73
Figura 36 – Integridade das plantas da ensaio A e B no 105 <sup>o</sup> dia do início do experimento: A1, A2 e A3 – HP, CP e GS do ensaio A, respectivamente; B1, B2 e B3 – HP, CP e GS do ensaio B, respectivamente.....	75
Figura 37 – Temperatura do afluente e efluente das unidades controle, HP, CP e GS ao longo do tempo de operação da primeira etapa.....	77

Figura 38 – Variação pH do afluente e efluente das unidades controle, HP, CP e GS ao longo do tempo de operação da primeira etapa.....	78
Figura 39 - Boxplot de pH no perfil longitudinal do Controle, HP, CP, e GS para todo o período da primeira etapa do experimento 1.....	79
Figura 40 – Concentração de DQO ao longo do tempo nos wetlands construídos.....	82
Figura 41 - Boxplot de eficiência de remoção de DQO para as fases 1, 2 e 3 e para todo o período da primeira etapa do experimento 1.....	83
Figura 42 – Concentração de N-NH <sub>4</sub> e TDH ao longo do tempo nos wetlands construídos.....	85
Figura 43 - Concentração de N-Total e TDH ao longo do tempo nos wetlands construídos.....	87
Figura 44 – Alcalinidade total do afluente e efluente de cada ciclo das unidades controle, HP, CP e GS para segunda etapa do experimento 1 .....	88
Figura 45 – Eficiência de remoção de DQO para cada ciclo (A) e remoção com base na concentração afluente inicial (B) de cada unidade para segunda etapa .....	91
Figura 46 – Concentração de DQO nos wetlands construídos ao longo da segunda etapa .....	92
Figura 47 – Eficiência de remoção de cor real com base no afluente inicial de cada unidade para segunda etapa .....	92
Figura 48 – Concentração de N-NH <sub>4</sub> (A) e relação entre alcalinidade total e N-NH <sub>4</sub> (B) para cada ciclo da segunda etapa.....	93
Figura 49 – Eficiência de remoção de NH <sub>4</sub> para cada ciclo (A) e remoção com base na concentração afluente inicial(B) de cada unidade para segunda etapa .....	93
Figura 50 – Remoção de N-Total com base na concentração afluente inicial de cada unidade para segunda etapa .....	95
Figura 51 – Remoção de P-Total com base na concentração afluente inicial de cada unidade para a segunda etapa .....	95
Figura 52 – Concentração de P-PO <sub>4</sub> e P-orgânico de cada unidade para a segunda etapa .....	96
Figura 53 – Concentração de P-PO <sub>4</sub> e linha de tendência de cada unidade para a segunda etapa .....	97
Figura 54 – Variação do pH do afluente e efluente das unidades A e B do controle e HP ao longo do tempo de operação da terceira etapa ....	98
Figura 55 – Boxplot de pH ao longo das unidades A e B do controle e HP para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento .....	99
Figura 56 – Concentração de DQO nas unidades A e B do controle (C) e HP e TDH ao longo do tempo da terceira etapa .....	101

Figura 57 – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de DQO para fase 5 e 6.....	101
Figura 58 – Concentração de COT nas unidades A e B do controle (C) e HP e TDH ao longo da terceira etapa .....	102
Figura 59 – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de COT para fase 5 e 6. ....	102
Figura 60 – Concentração de cor real nas unidades A e B do controle (C) e HP e TDH ao longo da terceira etapa .....	103
Figura 61 – Concentração de N-NH <sub>4</sub> nas unidades A e B do controle (C) e HP ao longo da terceira etapa.....	106
Figura 62 – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de N-NH <sub>4</sub> para fase 5 e 6.....	106
Figura 63 – Boxplot de N-NO <sub>3</sub> ao longo das unidades A e B do controle e HP para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento .....	108
Figura 64 – Concentração de N-NO <sub>3</sub> , remoção de N-NH <sub>4</sub> e carbono inorgânico (C-Inorg) no efluente da unidade controle A e B ao longo da terceira etapa.....	108
Figura 65 – Concentração de N-NO <sub>3</sub> , remoção de N-NH <sub>4</sub> e carbono inorgânico (C-Inorg) no efluente da unidade HP A e B ao longo da terceira etapa .....	108
Figura 66 – Remoção global de N-NH <sub>4</sub> e relação DQO:NTK do afluente para as unidades controle e HP ao longo da terceira etapa.....	109
Figura 67 – Relação entre a taxa de remoção de N-NH <sub>4</sub> e DQO:NTK com curva de tendência logarítmica para os dados gerados na terceira etapa para as unidades controle e HP .....	110
Figura 68 – Concentração de N-Total nas unidades A e B do controle (C) e HP ao longo da terceira etapa.....	113
Figura 69 – Boxplot de N-Total ao longo das unidades A e B do controle e HP para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento .....	113
Figura 70 – Balanço de concentração das formas de nitrogênio no afluente e efluente das unidades A e B do controle e Heliconia, para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento 1 .....	114

## SIGLAS E ABREVIATURAS UTILIZADAS

Af - Afluente

CaCO<sub>3</sub> – Carbonato de cálcio

C-Inorg – Carbono Inorgânico

COS – Carga orgânica superficial

COT – Carbono Orgânico Total

COV – carga orgânica volumétrica

CP – *Cyperus papyrus*

CT – Carbono Total

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EACH – Escola de Artes, Ciências e Humanidades

ETE – Estação de tratamento de esgoto

GS – *Gynerium sagittatum*

HP – *Heliconia psittacorum*

MBBR – Moving Bed Biofilm Reactor

N-NH<sub>4</sub> – Nitrogênio amoniacal

N-NO<sub>2</sub> – Nitrito

N-NO<sub>3</sub> – Nitrato

N-Total – Nitrogênio total

OD – Oxigênio dissolvido

P1 – Ponto de amostragem 1

P2 – Ponto de amostragem 2

pH – potencial hidrogeniônico

P-PO<sub>4</sub> – Fosfato

P-total – Fósforo total

RBLM – Reator Biológico de Leito Móvel

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

## 1. INTRODUÇÃO

A geração e disposição final descontrolada de resíduos sólidos têm gerado sérios problemas de degradação do meio ambiente, reduzindo a qualidade de vida humana (Bidone e Povinelli, 1999). No Brasil são encaminhados, diariamente, para lixões, aterros controlados e sanitários, mais de 254 mil toneladas de resíduos sólidos (IBGE, 2008).

Os aterros geram um resíduo líquido com elevada concentração de matéria orgânica biodegradável e recalcitrante, incluindo ácidos húmicos e fúlvicos, nitrogênio amoniacal, compostos xenobióticos e metais tóxicos. Por isso, possui elevada toxicidade, podendo causar efeitos agudos e/ou crônicos pela ingestão direta ou indireta de pequenas doses dessa água residuária, quando presente em corpos d'água (Reneou *et al*, 2008; Sisino, 2002). Esse percolado, ou lixiviado, é gerado a partir do processo de biodegradação parcial da matéria orgânica em conjunto com a solubilização de componentes orgânicos e inorgânicos a partir da infiltração de águas pluviais e da própria umidade dos resíduos nas células do aterro (Bidone *et al.*, 1997; Fleck, 2003; Reneou *et al.*, 2008, Lange e Amaral, 2009).

O tratamento de lixiviados é realizado, em geral, puro ou em conjunto com esgoto sanitário, podendo ser por via biológica aeróbia e/ou anaeróbia; ou físico-químico. Sistemas convencionais de tratamento biológico de esgotos não têm apresentado bons resultados, no tocante a remoção de matéria orgânica e nutrientes, no tratamento de lixiviados de aterros ou requerem investimentos elevados, inviabilizando sua implantação em larga escala (Cheung *et al*, 1997; Kargy e Pamukoglu, 2004; Povinelli e Sobrinho, 2009. Souto, 2009). Isso decorre das características peculiares do lixiviado, quando comparado ao esgoto doméstico, como a baixa biodegradabilidade e alta concentração de poluentes. Assim as técnicas de tratamento aplicadas ao lixiviado devem ser versáteis o suficiente para suportar mudanças sazonais na composição do lixiviado, além de levar em conta as mudanças que ocorrem ao longo da vida útil do aterro.

Sistemas de tratamento biológicos, quando bem dimensionados e operados com os devidos cuidados, incluindo tratamento prévio para remoção de concentrações tóxicas de nitrogênio amoniacal e/ou adição de fonte de carbono ou nutrientes complementares, podem resultar em crescimento microbiano satisfatório, configurando-se como eficientes opções para o tratamento de lixiviado (Del Grossi *et al.*, 2013).

Considerando isso, a gestão e as tecnologias de tratamento devem ser definidas em relação aos volumes e composição de lixiviados gerados levando-se em conta as limitações orçamentárias dos municípios, notadamente aqueles de menor porte, que requerem soluções de menor custo de instalação e operação. Nesse sentido, buscou-se avaliar o tratamento de lixiviado empregando-se uma combinação de sistemas físico-químico e biológico, contemplando tecnologias mais simples com outras mais avançadas, visando à remoção de matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliação do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal e reator biológico de leito móvel (RBLM).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a adaptação da vegetação dos *wetlands* construídos para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário;
- Avaliar a remoção de matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal por *wetland* construído e RBLM no pós-tratamento de sistema de dessorção de amônia;
- Avaliar a influência da presença de vegetação e do tempo de detenção hidráulica na eficiência de tratamento do sistema de *wetland* construído;

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

A lixiviação, no conceito mais geral, pode ser compreendida como o processo de solubilização de compostos através da lavagem de materiais sólidos, enquanto a percolação é definida como a infiltração de água com subsequente carreamento de substâncias solúveis (Oliveira e Pasqual, 2000). Assim, o lixiviado de aterro sanitário pode ser entendido como o produto resultante de dois processos: (1) biodegradação parcial, predominantemente anaeróbia, da matéria orgânica em conjunto com (2) a solubilização de componentes orgânicos e inorgânicos a partir da infiltração de águas pluviais e da própria umidade dos resíduos nas células do aterro (Bidone *et al.*, 1997; Fleck, 2003; Lange e Amaral, 2009; Renou *et al.*, 2008).

O lixiviado é considerado um dos piores problemas relacionado aos aterros sanitários, que apesar de serem desenhados com técnicas de engenharia para reduzir ao máximo o impacto dos resíduos aterrados no ambiente, possuem a geração de lixiviado como uma consequência inevitável do aterramento de resíduos (Abbas *et al.*, 2009).

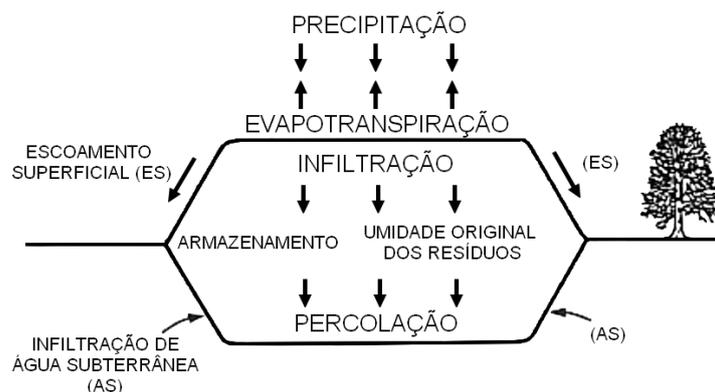
##### 3.1.1 Geração de lixiviado

A produção do lixiviado ocorre quando o aumento da umidade nos resíduos, por causas diversas, excede a capacidade de campo<sup>1</sup> (Farquhar, 1989; El-Fadel *et al.*, 2002). A umidade na célula do aterro decorre de um balanço hídrico que envolve diversos aspectos, como a pluviosidade, evapotranspiração (quando há cobertura vegetal), escoamento superficial, infiltração, umidade original do resíduo, taxa de percolação e contribuição de água subterrânea, (quando não há impermeabilização da base) (Farquhar, 1989; Ferreira *et al.*, 2001; Abbas *et al.*, 2009) . Um balanço hídrico simplificado é esquematizado apresentado na Figura 1.

---

<sup>1</sup> Capacidade máxima de retenção de umidade no meio poroso, contra a força da gravidade, sem produzir percolação/fluxo de líquido (Lins, 2003).

Logo, os fatores que influenciam a geração de lixiviado podem ser de ordem climática, hidrogeológica, topográfica e geológica, ou ainda relacionados à implantação e operação do aterro, incluindo as características dos resíduos, da cobertura, impermeabilização, coleta e recirculação de lixiviado (Lange e Amaral, 2009). A título de exemplo, aterros com menor compactação dos resíduos apresentam maiores produções de lixiviado, pois a compactação reduz a taxa de infiltração (Abbas *et al.*, 2009).

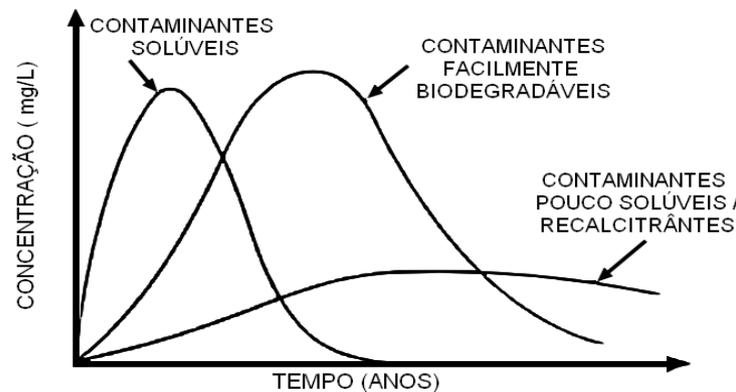


**Figura 1**– Balanço hídrico simplificado relacionado à geração de lixiviado no aterro sanitário (Fonte: Farquhar, 1989)

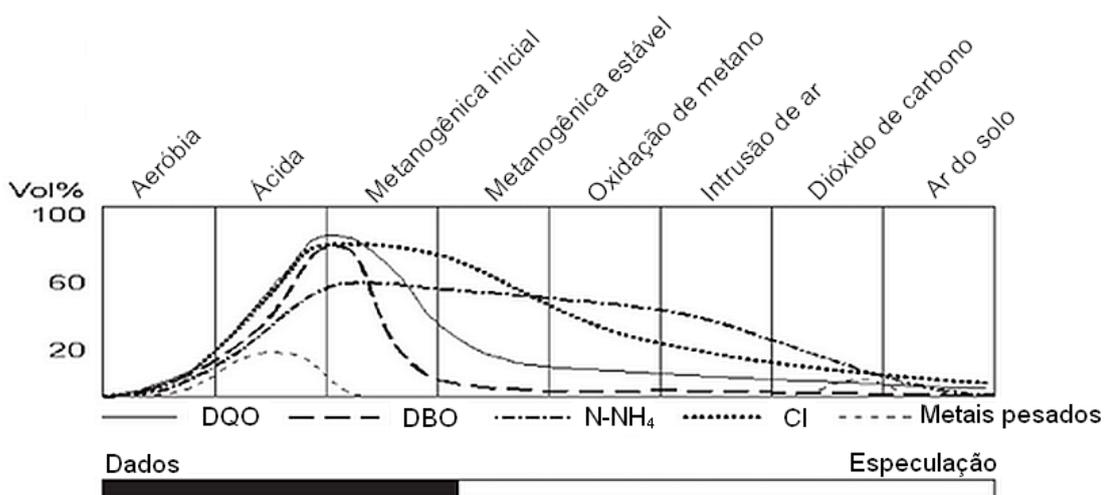
A combinação de fatores que resulta na geração do lixiviado é denominada como dinâmica de aterros. Essa dinâmica inclui processos de decomposição física, resultante de processos de sorção, difusão, mudanças estruturais e arraste mecânico, e de decomposição química, relacionada a processos de oxidação, redução, dissolução, precipitação, complexação, mudança de pH e outras reações (Öman e Hinning, 1993; McBean *et al.*, 1995; Abbas *et al.*, 2009).

A dinâmica do aterro é caracterizada por apresentar padrões de mudança ao longo do tempo com alterações nas características do lixiviado e dos gases emitidos (Kjeldsen *et al.*, 2002). Por conta disso, é, comumente, dividida em fases: aeróbia; anaeróbia ácida; metanogênica; e maturação final (Souto, 2009). No entanto, ressalta-se que as delimitações dessas fases não são tão claras e é possível que as três fases ocorram ao mesmo tempo em diferentes porções do aterro (Kjeldsen *et al.*, 2002; Lima, 2008).

Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), há ainda a possibilidade teórica de acrescentar mais uma fase na dinâmica, caracterizada por aerobiose e concentração de ácidos húmicos. A Figura 2 apresenta a variação da concentração de diferentes tipos de contaminantes ao longo do tempo de operação do aterro. A Figura 3 apresenta a variação de parâmetros específicos do lixiviado ao longo das fases da dinâmica do aterro, considerando, de maneira teórica, o comportamento após fase de maturação, conforme sugerido por Kjeldsen *et al.* (2002).



**Figura 2** – Concentração de contaminantes do lixiviado ao longo do tempo (Fonte: Farquhar, 1989)



**Figura 3**– Composição do lixiviado de aterro sanitário ao longo das etapas da dinâmica do aterro sanitário (Fonte: adaptado de Kjeldsen *et al.*, 2002)

### 3.1.2 Principais poluentes

O lixiviado de aterro sanitário é caracterizado por elevada instabilidade termodinâmica, altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos, como ácidos húmicos, nitrogênio amoniacal, metais pesados, organoclorados e xenobióticos, configurando-se como um contaminante de grande importância por conta de sua alta toxicidade, demandando tratamento anterior à sua disposição no ambiente (Bidone *et al.*, 1997; Mor *et al.*, 2006; Wiszniowski *et al.*, 2006; Renou *et al.*, 2008; Abbas *et al.*, 2009).

Sua composição é bastante heterogênea, pois suas características físicas, químicas e microbiológicas são influenciadas diretamente pelos tipos de resíduos aterrados, operação do aterro e clima. Sendo assim, a composição e grau de decomposição dos resíduos, pluviosidade, estação do ano, idade do aterro, tipo de aterramento, entre outros fatores, determinarão as características do lixiviado, de forma que a composição final é determinada em função do local do período do ano (Ferreira *et al.*, 2001; Bulc, 2006; Mor *et al.*, 2006; Abbas *et al.*, 2009). A identificação da origem dos compostos presente no lixiviado é de difícil determinação, visto que proveem diretamente dos resíduos ou, ainda, são produtos da degradação microbiana ou hidrólise abiótica (Öman e Hinning, 1993).

Considera-se que o potencial contaminante do aterro é inversamente proporcional ao tempo de aterramento, devido à atividade de degradação inerente às células do aterro (Lange e Amaral, 2009). Nesse sentido, a variabilidade temporal dos lixiviados pode ser classificada em três categorias de acordo com a idade do aterro, sendo novo (<1 ano), médio (1 a 5 anos) e velho (>5 anos), no entanto tal classificação pode não se aplicar universalmente (Abbas *et al.*, 2009). De forma geral, os lixiviados são compostos por quatro grupos principais de poluentes apresentados a seguir (Lange e Amaral, 2009; Wiszniowski *et al.*, 2006; Kamarudzaman *et al.*, 2011): material orgânico dissolvido; macro componentes inorgânicos; metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos. A Tabela 1 apresenta

algumas características de lixiviados de aterros internacionais, nacionais e a faixa mais provável para lixiviados brasileiros.

**Tabela 1** – Características de lixiviados de aterros internacionais, nacionais e faixa mais provável para lixiviados brasileiros

Parâmetro	Internacional <sup>1</sup>	Nacional <sup>2</sup>	Faixa provável <sup>3</sup>	Unidade
Idade	4 - 32	1 - 20	-	anos
pH	6,9 - 8,4	5,8 - 8,4	7,2 - 8,6	-
DBO/DQO	0,05 - 0,7	0,04 - 0,7	-	-
DQO	485 - 27200	1183 - 13780	190 - 22300	mg.L <sup>-1</sup>
DBO	49,6 - 19000	150 - 9660	<20 - 8600	mg.L <sup>-1</sup>
P-total	2,37 - 117	0,11 - 193	0,1 - 15	mg.L <sup>-1</sup>
N-Total	175 - 400	102 - 2361	-	mg.L <sup>-1</sup>
N-NH <sub>4</sub>	19 - 2675	162 - 1987	0,4 - 1800	mg.L <sup>-1</sup>
N-NO <sub>3</sub>	1 - 380	0,8 - 257	0 - 3,5	mg.L <sup>-1</sup>
SST	90 - 2869	21 - 560	5 - 700	mg.L <sup>-1</sup>
Alcalinidade total	-	880 - 11726	750 - 7100	mg.L <sup>-1</sup>
Cloreto	-	93,7 - 5142	500 - 3000	mg.L <sup>-1</sup>
Sulfato	-	111,5 - 922	0 - 1800	mg.L <sup>-1</sup>
Cobre	0,07 - 0,93	0,03 - 1	0,05 - 0,15	mg.L <sup>-1</sup>
Zinco	0,8 - 2,21	0,06 - 13,68	0,01 - 1,5	mg.L <sup>-1</sup>
Ferro	8,71 - 70,62	0,5 - 1070	0,01 - 65	mg.L <sup>-1</sup>
Cádmio	0,06 - 0,06	0,004 - 0,1	0 - 0,06	mg.L <sup>-1</sup>
Chumbo	1,54 - 1,54	0,03 - 0,21	0,01 - 0,5	mg.L <sup>-1</sup>

<sup>1</sup>Fontes: Maehlum (1995), Welander *et al.* (1997), Welander *et al.* (1998), Barr e Robinson (1999), Loukidou e Zouboulis (2001), Bulc (2006), Mor *et al.* (2006), Nivala *et al.* (2007), Chen *et al.* (2008), Justin e Zupancic (2009), Wojciechowska. *et al.* (2010), Kamarudzaman *et al.* (2011); <sup>2</sup>Fontes: Ferreira *et al.* (2001), Silva (2002), Fleck (2003), Lange *et al.* (2006), Morais *et al.* (2006), Bidone (2007), Contrera (2008), Costa *et al.* (2013); <sup>3</sup>Fonte: adaptado de Lange e Amaral (2009) e Souto (2009).

### 3.2 TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Diversos autores consideram que ainda não foi desenvolvida uma solução bem definida para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário (Wisznioski *et al.*, 2006; Povinelli e Sobrinho, 2009; Abbas *et al.*, 2009)

De maneira geral, sistemas de tratamento biológicos, quando bem dimensionados e operados com os devidos cuidados, incluindo tratamento prévio para remoção de concentrações tóxicas de nitrogênio amoniacal e/ou adição de fonte de carbono ou nutrientes complementares, podem resultar em crescimento microbiano satisfatório, configurando-se como possíveis opções para o tratamento de lixiviado (Del Grossi *et al.*, 2013).

No entanto, lixiviados mais velhos, com menor biodegradabilidade podem limitar a eficiência do sistema biológico (Abbas *et al.*, 2009). Nesse caso, processos físico-químicos podem atuar como um polimento ou pré-tratamento do sistema biológico, eliminando substâncias orgânicas recalcitrantes ou aumentando a biodegradabilidade. Assim, essa combinação otimiza o tratamento, reduzindo as desvantagens individuais de cada tipo de sistema (Reneou *et al.*, 2008). A seguir são apresentados os sistemas de tratamento, objetos do presente estudo.

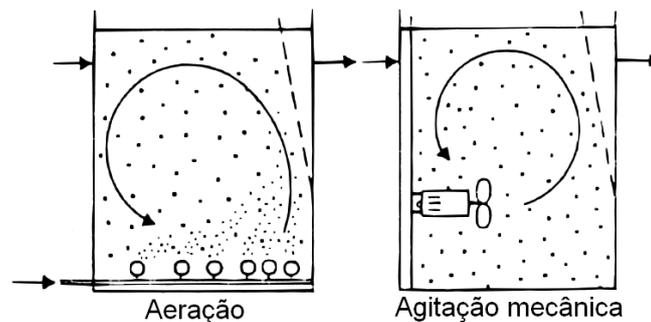
### 3.2.1 Reator Biológico de Leito Móvel (RBLM)

O Reator Biológico de Leito Móvel (RBLM), também conhecido na literatura internacional como *Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)*, foi introduzido, na Noruega, no final da década de 1980 através do fomento das autoridades responsáveis pelo controle da poluição, visando o desenvolvimento de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) de dimensões compactas e alta capacidade de tratamento. O objetivo era aperfeiçoar a operação de ETEs já instaladas, operando em máxima capacidade (Ødegaard *et al.*, 1994; Ødegaard, 1999; Rusten *et al.*, 2006).

Nesse contexto, a empresa norueguesa *Kaldnes Miljøteknologi A/S* em parceria com um instituto de pesquisa tecnológica da Noruega, SINTEF, desenvolveu o RBLM como uma forma de combinar os processos de biomassa aderida (biofiltros) e em suspensão (lodos ativados) (Ødegaard *et al.*, 1994; Rodgers e Zhan, 2003; Oliveira, 2008). Atualmente, existem mais de 500 ETEs de grande escala, presentes em 22 países, que utilizam essa tecnologia (Schneider, 2010; Vanzetto, 2012).

Sua operação é caracterizada pelo uso de polímeros porosos suspensos, de menor densidade que a água, mantidos em movimento livre e contínuo no interior de um tanque, normalmente aerado, com crescimento de biofilme na superfície dos mesmos (Abbas *et al.*, 2009; Slawomir *et al.*, 2010; Oliveira *et al.*, 2013). Ele pode ser implantado tanto como uma nova ETE como pode ser a adaptação de um sistema de lodos ativados em operação (Oliveira, 2008). No caso de sistemas aeróbios, o material suporte é mantido

em movimento pelo fluxo de ar injetado no interior do tanque, enquanto no caso dos sistemas anaeróbios/anóxicos, utiliza-se um agitador mecânico, conforme é ilustrado na Figura 4 (Rodgers e Zhan, 2003; Rusten *et al.*, 2006; Lynne e Lin, 2008). A agitação do meio suporte amplia a exposição e contato do biofilme com a massa líquida em suspensão (Oliveira, 2008).



**Figura 4** – Desenho esquemático do sistema RBLM, aeróbio e anóxico/anaeróbio (Fonte: Ødegaard *et al.*, 1994)

Assim, o conceito do sistema baseia-se na utilização do meio suporte para criação de área superficial para o desenvolvimento de biomassa aderida e conseqüente elevação do tempo de residência celular. O ganho de biomassa proporcionado pelo meio suporte permite o aumento da decomposição de matéria orgânica carbonácea e transformação compostos nitrogenados, reduzindo o volume necessário para o tratamento (Rusten *et al.*, 2006; Oliveira, 2008).

As principais vantagens dos sistemas, apontados por vários pesquisadores (Chen *et al.*, 2008; Nocko, 2008; Renou *et al.*, 2008; Faria, 2010; Schneider, 2010) são:

- Todo o volume útil do reator é eficientemente utilizado para o crescimento microbiano;
- A perda de carga é insignificante no reator
- Alta área interfacial entre biofilme e os substratos;
- Alta resistência a cargas de choque;
- Flexibilidade de operação;
- A planta de tratamento requer menos espaço

- Reciclo de lodo não é necessário para manter a alta concentração de biomassa no reator;
- Não há necessidade de retrolavagem, pois não ocorre colmatação
- Curto período de decantação e menor geração de lodo;
- Menor sensibilidade a compostos tóxicos;
- Possível ocorrência de desnitrificação em zonas anóxicas nas camadas profundas do biofilme;
- Estabilidade operacional.

No entanto, as principais desvantagens estão associadas aos custos operacionais. A maior concentração de biomassa no reator demanda grande quantidade de oxigênio dissolvido (OD), além da necessidade de aeração para movimentação da mídia, elevando os gastos com a aeração do sistema por conta do custo energético (Schneider, 2010). Além disso, a mídia utilizada no sistema apresenta alto custo, podendo inviabilizar a implantação (Nocko, 2008; Oliveira *et al.*, 2013)

O sistema pode apresentar diferentes configurações e combinações com outras tecnologias. Quando se aplica a recirculação de lodo secundário decantado, de forma semelhante ao sistema de lodos ativados, é proporcionada, além da presença de biomassa aderida, a preservação de biomassa suspensa. Nessas condições, o sistema é denominado, na literatura internacional, como *Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS)* (Lynne e Lin, 2008; Fuji *et al.*, 2013).

O RBLM é versátil, podendo ser aplicado em diferentes situações, como tratamento aeróbio, anaeróbio ou anóxico e com o objetivo de oxidar matéria carbonácea, nitrificar ou desnitrificar (Rodgers e Zhan, 2003; Lynne e Lin, 2008). Estudos realizados nos últimos anos vêm apresentando resultados positivos para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias, incluindo industriais, esgoto sanitário, sobrenadante de digestor de lodo, dentre outros (Hem *et al.*, 1994; Jahren *et al.*, 2002; Gaul *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2005; Loustarinen *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2008).

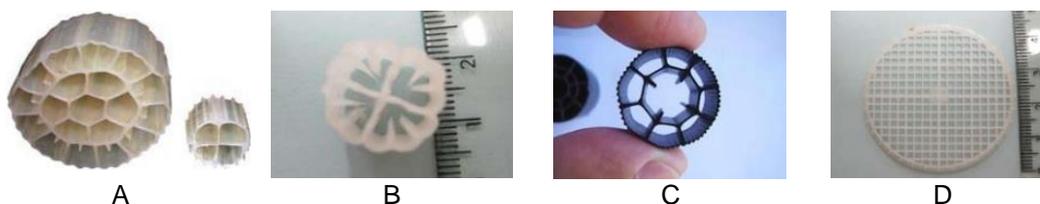
### 3.2.1.1 Meio suporte

Uma importante característica do RBLM é a utilização de meio suporte para desenvolvimento de biofilme. Os meios suportes utilizados são, frequentemente, fabricados em polietileno ou polipropileno (Oliveira *et al.*, 2011). O formato mais utilizado é o cilíndrico, com corrugações externas e divisões internas (Aygün *et al.*, 2008). Para facilitar a movimentação do material no interior do reator, sua densidade deve ser semelhante à da água, normalmente entre 950 e 990 kg.m<sup>-3</sup> (Rodgers e Zhan, 2003; Chen *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2011). A Tabela 2 apresenta as características de tipos de meio suporte fabricados e usualmente empregados no RBLM. A Figura 5 mostra alguns dos meios suportes apresentados na tabela. Os meios suportes maiores são empregados para cargas orgânicas altas, enquanto os menores são aplicados para cargas mais baixas (Rodgers e Zhan, 2003).

**Tabela 2** – Configurações geométricas de meios suportes fabricados para utilização em RBLM

Empresa	Densidade (kg.m <sup>-3</sup> )	Forma	Diâmetro (mm)	Altura (mm)	Superfície específica (m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> )
Kaldnes (K1)	950	Cilíndrica	10	7	500
Kaldnes (K2)	950	Cilíndrica	15	15	350
Kaldnes (K3)	950	Cilíndrica	25	10	500
Kaldnes (BiofilmChip-P)	-	Disco	45	3	900
Kaldnes (BiofilmChip-M)	-	Disco	48	2,2	1200
Veolia	990	Disco	2,2	45	-
Aqwise	-	Cilíndrica	14	14	-
AMBIO	990	Cilíndrica	25	25	635
Degremont	-	Cilíndrica	22	15 ou 20	-

Fontes: Rusten *et al.*, (2006); Oliveira (2008); Schneider (2010)



**Figura 5**– Meios suportes fabricados para utilização em RBLM: Kaldnes (A), Aqwise (B), Degremont (C) e Veolia (D) (Fonte: Oliveira *et al.*, 2011)

Uma característica importante do meio suporte é sua superfície disponível para crescimento de biofilme. A movimentação das peças no interior do reator ocasiona frequentes choques entre os meios suportes, resultando em perda de biomassa aderida na face externa (Rodgers e Zhan, 2003; Rusten *et al.*, 2006). Assim, dependendo das características do meio suporte e de operação do RBLM, a superfície na qual ocorre efetiva aderência de biomassa pode ser a superfície total do meio suporte ou apenas uma parcela da mesma.

Um dos principais parâmetros de referência do meio suporte é a área superficial específica, ou superfície específica, que é dada pela razão entre a totalidade da área do meio suporte e o volume por ele ocupado (Rodgers e Zhan, 2003; Aygun *et al.*, 2008). A importância desse parâmetro decorre da relação que proporciona entre a quantidade de meio suporte no interior do reator e a quantidade potencial de biomassa aderida (Oliveira, 2008).

Assim, a taxa de degradação de matéria orgânica e de nitrificação podem estar associadas de forma proporcional à superfície específica do meio suporte utilizado (Welander *et al.*, 1997; Loukidou e Zouboulis, 2001). No entanto para valores de superfície específica muito elevados, os ganhos no desempenho do sistema são menos acentuados, pois é necessário também que ocorra boa transferência de massa (Welander *et al.*, 1998).

O volume de preenchimento de meio suporte em um RBLM também é um importante parâmetro, pois está relacionado à quantidade potencial de biomassa (Aygun *et al.*, 2008). Uma das vantagens do sistema é a possibilidade de alterar livremente a quantidade de meio suporte, de acordo com as necessidades operacionais (Rusten *et al.*, 2006). No entanto, alguns autores recomendam que a porcentagem de preenchimento seja inferior a 70%, para proporcionar boa movimentação do meio suporte, evitando problemas hidrodinâmicos (Wang *et al.*, 2005; Rusten *et al.*, 2006; Aygun *et al.*, 2008; Vanzetto, 2012).

Quando são utilizados valores acima de 70%, torna-se difícil proporcionar uma boa movimentação das peças, o que leva a formação de biofilmes mais espessos e possibilidade de maior desprendimento do

mesmo, culminando na redução da concentração de biomassa no reator e, conseqüentemente, na queda no desempenho do processo (Wang *et al.*, 2005). Neste caso, ao se aumentar a vazão de ar, pode-se melhorar a hidrodinâmica do reator, no entanto o custo energético do processo torna-se mais elevado (Wang *et al.*, 2005; Rusten *et al.*, 2006).

Wang *et al.* (2005), visando determinar uma proporção de volume preenchido ótima para a eficiência de tratamento, avaliaram reatores preenchidos com partículas cilíndricas de policloreto de vinila com diâmetro e altura de 2,5 mm e 3 mm, respectivamente, e densidade de 1004,2 kg.m<sup>-3</sup>. Os reatores foram preenchidos nas proporções de 10, 20, 30, 50, 60, 70 e 75% e alimentados com efluente sintético. Os resultados mostraram que há um aumento de eficiência de remoção de DQO e N-NH<sub>4</sub> em relação à concentração de meio suporte até determinado ponto, quando ocorre uma queda de eficiência. Segundo os autores, o valor de preenchimento ótimo para o reator foi de 50%, quando ocorreu a maior concentração de biomassa no reator.

Verifica-se na literatura que os valores, usualmente, encontram-se entre 10% e 70%. A Tabela 3 apresenta as principais características geométricas e a superfície específica dos meios suportes empregados por diversos autores em estudos com RBLM.

**Tabela 3** – Características geométricas e superfície específica de meios suportes empregados em RBLM reportados pela literatura

Referência	Densidade (kg.m <sup>-3</sup> )	Diâmetro (mm)	Altura (mm)	Superfície específica (m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> )	Volume preenchido no reator (%)
Hem, <i>et al.</i> (1994)	-	9,9	8,1	300	66
Welander, <i>et al.</i> (1997)	-	8	8	200	10 – 60
Welander, <i>et al.</i> (1998)	-	30	32	210	40 – 60
Jahren, <i>et al.</i> (2002)	950	10	7	350	58
Gaul, <i>et al.</i> (2005)	-	-	7,5	323	30
Wang, <i>et al.</i> (2005)	1004,2	2,5	3	-	10 – 75
Loustarinen, <i>et al.</i> (2006)	-	10	-	500	50
Chen, <i>et al.</i> (2008)	970 – 980	7	9	900	40 – 60
Masic, <i>et al.</i> (2010)	-	45	3	900	-
Faria (2010)	-	25	2,9	350	40
Oliveira, <i>et al.</i> (2011)	1000	25	25	600	20
Oliveira, <i>et al.</i> (2012)	-	45	3	900	10

Além dos meios suportes apresentados acima, verifica-se na literatura a utilização de outros tipos de materiais, como tubos e anéis (conduíte) de polietileno, anel *pall*, Biobobs®, partículas cúbicas de poliuretano e carvão ativado granular (Welander *et al.*, 1997; Loukidou e Zouboulis, 2001; Faria, 2010; Araujo Junior *et al.*, 2011).

### 3.2.1.2 Parâmetros de operação

Os sistemas RBLM podem ter sua operação controlada através dos mesmos parâmetros de operação utilizados para sistemas de lodos ativados, destacando-se a carga orgânica volumétrica. No entanto, uma distinção do sistema é a importância da carga orgânica superficial (COS), visto que ela está diretamente relacionada com a biomassa aderida (Oliveira *et al.*, 2013).

#### (a) Cargas orgânicas

A carga orgânica volumétrica (COV) é um importante parâmetro de controle utilizado em diversos sistemas de tratamento. A COV corresponde à razão entre a carga orgânica aplicada ao reator biológico e o volume do mesmo, dado por kgDBO ou DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (Oliveira, 2008). A COV pode ser representada através da seguinte equação:

$$\text{COV (kgDBO ou DQO.m}^{-3}\text{.d}^{-1}\text{)} = \frac{\text{carga de DBO ou DQO aplicada (kg.d}^{-1}\text{)}}{\text{volume do reator (m}^3\text{)}}$$

Apesar de se assemelhar muito aos sistemas de lodos ativados, o RBLM possui características específicas de reatores de biomassa aderida. Nesse sentido, costuma-se associar a carga orgânica aplicada ao reator com a área superficial total do meio suporte. O parâmetro de controle que melhor se aplica nesse caso é a carga orgânica superficial (COS) (Oliveira *et al.*, 2011; Vanzetto, 2012), expressa como:

$$\text{COS (gDBO ou DQO.m}^{-2}\text{.d}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Carga de DQO (g.d}^{-1}\text{)}}{\text{Superfície total da mídia (m}^2\text{)}}$$

As Tabela 4 e Tabela 5 apresentam, de forma resumida, as cargas orgânicas aplicadas em diversos trabalhos com RBLM. Em um estudo de tratamento de sobrenadante de digestor de lodo por RBLM em escala piloto

(50 L), Gaul *et al.* (2005) avaliaram o sistema com COV de 0,26 e 1 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. No mesmo estudo a COS foi controlada para 2,7 e 10 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

**Tabela 4** – Carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao RBLM em alguns trabalhos selecionados na literatura

Referência	Tipo de água residuária	COV (kg. m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	
		DBO	DQO
Welander <i>et al.</i> (1998)	Lixiviado	-	0,2 a 0,66
Jahren, <i>et al.</i> (2002)	Industrial: celulose	-	2,7
Gaul <i>et al.</i> (2005)	Sobrenadante de digestor de lodo	-	0,26 - 1
Loustarinen <i>et al.</i> (2006)	Industrial: laticínio	-	0,023 - 0,027
Loustarinen <i>et al.</i> (2006)	Cozinha + águas negras	-	0,031 - 0,093
Reis (2007)	Efluente sintético	-	3,96 - 8,53
Aygun <i>et al.</i> (2008)	Efluente sintético	-	1,5 - 24
Chen, <i>et al.</i> (2008)	Lixiviado	-	0,8 – 15,7
Oliveira <i>et al.</i> (2011)	Esgoto doméstico	0,58 - 1	-
Oliveira, <i>et al.</i> (2012)	Industrial: celulose	4,3	-

**Tabela 5** – Carga orgânica superficial (COS) aplicada ao RBLM em alguns trabalhos selecionados na literatura

Referência	Tipo de água residuária	COS (g. m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	
		DBO	DQO
Welander <i>et al.</i> (1998)	Lixiviado	-	1,13 - 3,96
Gaul <i>et al.</i> (2005)	Sobrenadante de digestor de lodo	-	2,66 - 10,65
Loustarinen <i>et al.</i> (2006)	Industrial: laticínio	-	0,38
Loustarinen <i>et al.</i> (2006)	Cozinha + águas negras	-	0,23
Reis (2007)	Efluente sintético	-	4,9 - 12,5
Aygun <i>et al.</i> (2008)	Efluente sintético	-	6 - 96
Oliveira <i>et al.</i> (2011)	Esgoto doméstico	6,4 a 9,6	-
Oliveira, <i>et al.</i> (2012)	Industrial: celulose	43,8	-
Vanzetto (2012)	Industrial: celulose	-	2 - 60,4

Buscando avaliar o tratamento de efluente de indústria de papel e celulose, Vanzetto (2012) operou um RBLM em escala de laboratório (1,8 L) com COS variando entre 2 e 60,4 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Os resultados demonstraram que a eficiência do sistema foi maior para COS de até 2,9 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, estando em torno de 48%, enquanto para cargas mais elevadas de 8,1 a remoção média reduziu-se para 36%. Para valores

superiores a esses, as remoções médias não foram superiores a 30%, no entanto, a autora ressalta a baixa biodegradabilidade do efluente como um dos fatores limitantes do tratamento.

Oliveira *et al.* (2012) empregaram o RBLM, em escala piloto, para o tratamento de efluente de indústria de papel e celulose, com 10% do volume do reator preenchido com meio suporte. A COV e COS foram de, respectivamente,  $4,3 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  e  $43,8 \text{ gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , resultando em remoção média de DBO de 56%. A COS elevada está relacionada à baixa quantidade de meio suporte.

Jahren, *et al.* (2002) estudaram um RBLM para o tratamento de efluente de indústria de papel e celulose, em escala de bancada (8,55 L). Os pesquisadores monitoraram o reator com COV variando entre 1,5 a 3,5  $\text{kgDQO}_{\text{solúvel}}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , com valor médio de  $2,7 \text{ kgDQO}_{\text{solúvel}}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . Os resultados mostraram remoção média de DQO de 44,2%.

Loustarinen *et al.* (2006) empregaram o sistema RBLM, de bancada, com aeração intermitente, para o tratamento de efluente de indústria de laticínio e para combinação de águas negras e efluente de cozinha. No primeiro caso, os pesquisadores utilizaram COV de 0,023 a  $0,027 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  e COS de  $0,38 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , com eficiência média de DQO variando entre 70% e 74%. Para o segundo caso, os valores de COV variaram entre 0,031 e  $0,093 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , enquanto a COS foi de  $0,23 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , resultando em eficiência média entre 28% e 40%, para DQO.

Reis (2007) avaliou o comportamento de um RBLM empregado no tratamento de efluente sintético com cargas orgânicas elevadas. A COV aplicada variou entre 4,4 e  $8,53 \text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , enquanto a COS esteve entre 4,9 e  $12,5 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ . Nessas condições, foram obtidas remoções de DQO entre 81% e 90%, revelando a capacidade do sistema de absorver cargas mais elevadas, quando comparado a sistemas convencionais de tratamento.

Também objetivando avaliar o comportamento do RBLM para cargas orgânicas elevadas, Aygun *et al.* (2008) monitorou um reator, em escala de laboratório (2 L), alimentado com efluente sintético. As COV testadas

variaram entre 1,5 e 24 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, enquanto a COS estiveram entre 6 e 96 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Com COV de 1,5 a 6 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e COS de 6 a 24 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, as remoções médias variaram entre 89,3% e 95,1%. No entanto, com cargas mais elevadas, de até 24 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> (para COV) e 96 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (para COS), o sistema perdeu eficiência, resultando em remoções médias entre 45,2% e 68,7%.

Oliveira *et al.* (2011) avaliaram um RBLM, em escala piloto (20 m<sup>3</sup>), no tratamento de esgoto doméstico. O sistema foi instalado com 20% do volume preenchido por mídia para crescimento de biofilme. As COVs testadas variaram entre 0,58 e 1 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, enquanto a COS esteve entre 6,4 e 9,6 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. As remoções médias de DQO se mantiveram sempre acima de 88%, exceto para a COV de 1 kgDBO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, que resultou em eficiência média de 81%.

Welander *et al.* (1998) operaram duas unidades de RBLM em escala piloto para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Uma das unidades, com volume de 5 m<sup>3</sup>, operou com COV variando entre 0,2 a 0,5 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e COS entre 1,58 e 3,96 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. A outra unidade, com volume de 0,9 m<sup>3</sup>, operou com COV entre 0,26 e 0,66 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e COS de 1,13 a 2,84 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Para N-NH<sub>4</sub>, obteve-se remoção de cerca de 90%. A remoção de nitrogênio total foi de 90%, no entanto, com necessidade de acréscimo de fonte externa de carbono no reator anóxico. Para DQO, as remoções estiveram em torno de 20%, devido à baixa biodegradabilidade do lixiviado.

Chen *et al.* (2008), objetivando também para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, monitoraram um RBLM, em escala de laboratório (volume total de 6,3 L), composto por uma unidade anaeróbia seguida de uma unidade aeróbia. Os pesquisadores testaram COV entre 4 e 15,7 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, para o RBLM anaeróbio, e 0,8 a 4,5 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, para o RBLM aeróbio. A eficiência global média do sistema manteve-se sempre acima de 92%.

## (b) Oxigênio dissolvido

Da mesma forma que em outras tecnologias de tratamento de águas residuárias baseadas em processos aeróbios, o RBLM demanda oxigênio em concentração adequado às necessidades dos microrganismos responsáveis pela oxidação da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada (Oliveira, 2008; Schneider, 2010). No entanto, a difusão de ar em biofilmes é inferior quando comparada à biomassa em suspensão, resultando na necessidade de maior concentração de oxigênio dissolvido (Schneider, 2010).

Nesse sentido, a quantidade de ar demandada pelo RBLM tende a ser mais elevada quando comparada aos sistemas tradicionais de tratamento (Oliveira *et al.*, 2013). Além disso, no caso do RBLM, também se verifica a importância da alimentação de ar no tocante à hidrodinâmica do reator, de forma que se garanta a movimentação contínua do meio suporte e turbulência com desprendimento natural de biofilme, sem que ocorram grandes perdas de biomassa do meio suporte por conta de demasiada turbulência (Reis, 2007; Schneider, 2010).

A distribuição de ar no reator, usualmente, é realizada através de difusores de bolhas grossas ( $\varnothing > 6$  mm) ou médias ( $\varnothing = 3$  a 6 mm) (Lynne e Lin, 2008; Oliveira *et al.*, 2011). Entende-se que, quanto menor o tamanho da bolha, maior é a área disponível para transferência de gases, resultando em melhor oxigenação (Von Sperling, 2002). No entanto, as bolhas grossas/médias ao se chocarem com o meio suporte são quebradas em bolhas menores, aumentando o tempo de contato das mesmas no meio e elevando a mobilidade do meio suporte (Oliveira, 2012). Em geral, a vazão de ar necessária para gerar a movimentação do meio suporte é suficiente para atender às necessidades de OD no interior do reator (Rusten *et al.*, 2006; Schneider, 2010).

Verifica-se, na literatura, que a concentração de OD empregada nos reatores deve ser maior que  $3 \text{ mg.L}^{-1}$  (Oliveira, 2011). Quando se objetiva a remoção por nitrificação de  $\text{N-NH}_4$ , em efluentes que apresentam cargas

orgânicas elevadas, recomenda-se que a concentração de OD seja superior a  $6 \text{ mg.L}^{-1}$ , (Ødegaard, 1999; Lynne e Lin, 2008). Com concentrações de OD mais elevadas o oxigênio penetra mais profundamente no biofilme, resultando no aumento da quantidade de biomassa nitrificante no meio suporte (Welander *et al.*, 1997).

No entanto, quantidades muito elevadas de OD não melhoram significativamente a operação e resultam em aumento considerável de custos energéticos. Além disso, podem provocar demasiado crescimento de biofilme (Faria, 2010). A Tabela 6 apresenta dados de concentração de OD reportados na literatura.

**Tabela 6** – Tipos de bolha e concentração de OD em RBLM reportados na literatura

Referência	Bolhas	OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Welander, <i>et al.</i> (1998)	grossas	5
Jahren, <i>et al.</i> (2002)	-	2 - 3
Gaul, <i>et al.</i> (2005)	grossas	2 - 4
Wang, <i>et al.</i> (2005)	-	3 - 5,6
Loustarinen, <i>et al.</i> (2006)	-	6,5 - 9
Aygun (2008)		0,3 - 3
Faria (2010)	finas	2 - 4
Masic, <i>et al.</i> (2010)	-	5
Oliveira, <i>et al.</i> (2011)	finas	> 3
Oliveira, <i>et al.</i> (2012)	-	2 - 3
Vanzetto (2012)	-	3,4

Araujo Junior *et al.* (2011) operaram um RBLM para o tratamento de esgoto sanitário e verificaram que em um período de baixa concentração de OD, devido ao aumento de temperatura e carga aplicada ao reator, estando abaixo de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ , ocorreu queda na eficiência de remoção de matéria orgânica e  $\text{N-NH}_4$ . No entanto, ao se aumentar a vazão de ar, resultando em OD superior a  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ , a eficiência do sistema voltou a se elevar, alcançando remoção média de 91% para DQO.

Faria (2010) avaliou o efeito da concentração em um RBLM aplicado ao pós-tratamento de esgoto sanitário de um reator UASB. Os resultados mostraram que o aumento de OD de  $2 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $4 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultou em aumento da remoção de DQO de 65% para 69%, em um reator preenchido

com conduítes, e de 72% para 74%, em um reator preenchido com anel pall. A autora concluiu que o desempenho do RBLM foi afetado pela concentração de OD.

Aygun *et al.* (2008), como descrito anteriormente, avaliaram RBLMs operando com diferentes cargas orgânicas. Os autores verificaram que para as cargas mais elevadas, de 48 e 96 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, a concentração de OD foi reduzida para valores abaixo de 1 mg.L<sup>-1</sup>, mesmo com o aumento da vazão de ar de 1,8 para 2,3 L.min<sup>-1</sup>. Nessas condições, os reatores apresentaram o menor desempenho de remoção de matéria orgânica (45,2% a 68,7%) em comparação com o emprego de cargas mais baixas e OD variando entre 2,53 e 3 mg.L<sup>-1</sup> (com remoções entre 89,3% e 95,1%).

Welander *et al.* (1998) monitoraram um RBLM para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, objetivando remoção de N-NH<sub>4</sub> por nitrificação. Após dois meses de operação, com ocorrência de nitrificação completa, os pesquisadores reduziram o TDH de 3 dias para 2,3 dias e passaram a alimentar o reator com quantidades mais elevadas de N-NH<sub>4</sub>, culminando na nitrificação incompleta, gerando N-NO<sub>2</sub>. Segundo os autores, a nitrificação incompleta estava relacionada a problemas em manter a concentração de OD em nível adequado, a qual era de cerca de 2 mg.L<sup>-1</sup>. Assim, ao aumentarem a aeração, a concentração de OD elevou-se para cerca de 5 mg.L<sup>-1</sup> e verificou-se redução da concentração de N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>2</sub>.

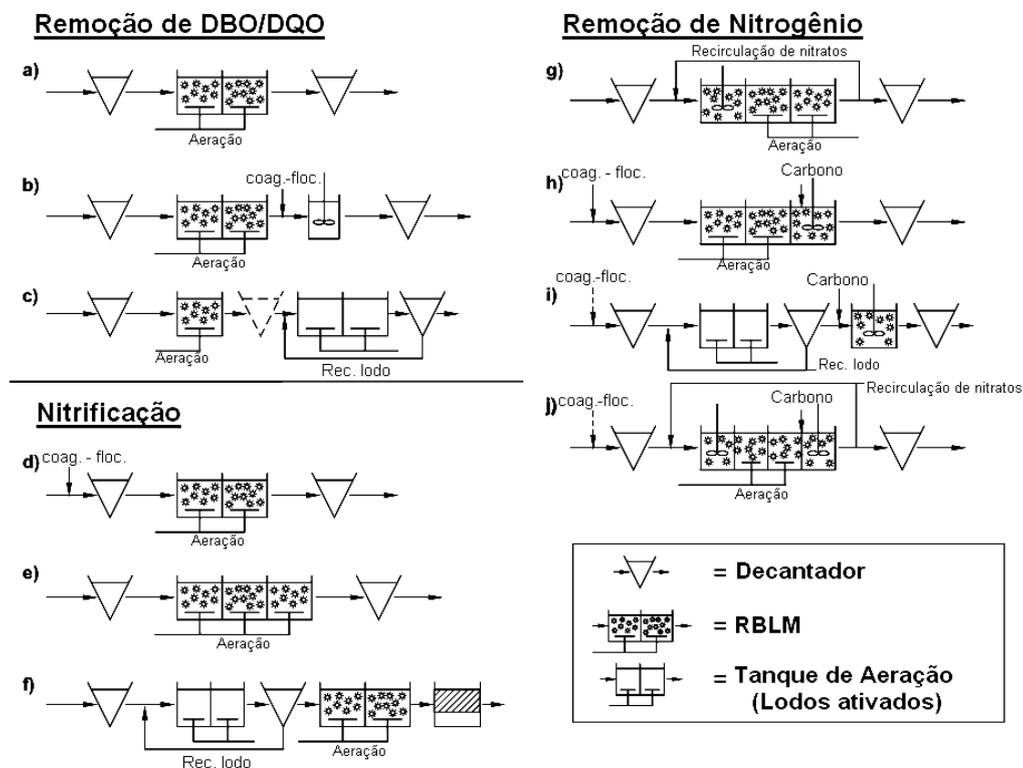
### 3.2.1.3 Aplicação para o tratamento de águas residuárias

O RBLM tem sido empregado para uma variedade de tipos de águas residuárias e com diversas finalidades, como remoção de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação (Schneider, 2010). A Figura 6 ilustra algumas das configurações possíveis, de acordo com a finalidade de tratamento.

Embora o sistema seja utilizado para tratar muitos tipos de águas residuárias, verifica-se que a maior parte dos estudos está relacionada ao tratamento de esgoto sanitário. No geral, quando o objetivo de tratamento é a remoção de matéria orgânica muitos estudos buscam transformar sistemas

de lodos ativados em RBLM ou combinar o último com outras unidades de tratamento biológico já implantadas (Reis, 2007). Por conta disso, há menos relatos dessa tecnologia para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, quando comparado a outros tipos de efluentes.

No caso do tratamento de lixiviado de aterro sanitário, alguns trabalhos reportam dificuldades no tratamento, devido à alta concentração de nitrogênio, resultando em inibição do crescimento de biomassa e do processo de nitrificação, principalmente quando ocorre acúmulo de  $N-NO_2$  no sistema (Welander *et al.*, 1997; Loukidou e Zouboulis, 2001).



**Figura 6** – Diferentes configurações de RBLM de acordo com objetivo de tratamento (Fonte: Ødegaard, 1999)

Welander *et al.* (1997) estudou três unidades de RBLM, em escala de laboratório (um com 220 mL e dois com 600 mL), cada um com um tipo diferente de meio suporte. Os meios suportes consistiram de (a) pedaços de tubo de polietileno com 8 mm de comprimento, tratados quimicamente para elevação da rugosidade; (b) pedaços de tubo de polietileno com 10 mm de comprimento; e (c) cubos de 3 mm feitos de celulose macro porosa. Os

reatores foram alimentados com lixiviado velho, de fase metanogênica, com TDH variando entre 9,6 e 120 horas. Apesar de obterem remoções baixas de DQO, entre 20 e 30%, os pesquisadores consideraram o sistema como uma alternativa promissora no tocante ao tratamento de N-NH<sub>4</sub>, com eficiências de remoção médias acima de 95%, resultando em concentração final entre 0,7 e 1,1mg.L<sup>-1</sup>. As taxas de nitrificação mais altas foram obtidas para o meio suporte (c), entre 24,6 e 39,7 g N-NH<sub>4</sub>.m<sup>-3</sup>.h<sup>-1</sup>.

Welander *et al.* (1998) implantaram um sistema de tratamento em escala piloto composto por duas unidades de RBLM aeróbias seguida por uma anóxica para tratamento do mesmo lixiviado descrito no estudo anterior. Os reatores aeróbios foram preenchidos na proporção de 60% com meios suportes diferentes: Natrrix 6/6C (210 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>), no primeiro, e Natrrix 12/12C (390 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>), no segundo. O reator anóxico foi preenchido em 40% com o mesmo tipo de meio suporte do primeiro reator aeróbio. Os reatores aeróbios foram mantidos com OD na faixa de 80% a 90% de saturação. O lixiviado afluente teve o pH ajustado para faixa de 7 a 7,8.

Os resultados mostraram que com TDH entre 3 e 4 dias, o sistema apresentou nitrificação completa, no entanto, com TDH de 2,5 dias, a concentração efluente de amônia foi elevada, evidenciando que o sistema atingiu a capacidade máxima. Com concentração afluente média de N-NH<sub>4</sub> entre 400 e 800 mg.L<sup>-1</sup>, obteve-se remoção de cerca de 90%. A comparação entre os meios suportes revelou uma proporcionalidade entre a área superficial e a taxa de nitrificação, com maiores taxas de remoção para o meio suporte Natrrix 12/12C, sendo de 24 gN.m<sup>-3</sup>.h<sup>-1</sup>, contra 12 gN.m<sup>-3</sup>.h<sup>-1</sup> do Natrrix 6/6C. A remoção de nitrogênio total foi de 90%, no entanto, com necessidade de acréscimo de fonte externa de carbono no reator anóxico. A concentração afluente média de DQO variou entre 800 e 2000 mg.L<sup>-1</sup>, e as remoções de DQO estiveram em torno de 20%, devido à baixa biodegradabilidade do lixiviado.

Loukidou e Zouboulis (2001) avaliaram duas unidades de RBLM, em escala de laboratório (8 litros), para o tratamento de lixiviado parcialmente estabilizado. Uma das unidades foi preenchida com partículas cúbicas de

poliuretano, enquanto a outra foi preenchida com carvão ativado granular (CAG). O sistema foi operado com regime sequencial em batelada, com TDH entre 20 e 24 dias. Com concentração afluyente média de DQO de 5000 mg.L<sup>-1</sup>, os resultados mostraram capacidade de remoção de DQO, com média de 65%, para o reator com cubos de poliuretano, e 81%, para o reator com CAG. Além disso, com concentração afluyente média de N-NH<sub>4</sub> de 1800 mg.L<sup>-1</sup>, os pesquisadores obtiveram nitrificação completa, com remoções de N-NH<sub>4</sub> acima de 85% para os dois reatores. No entanto, no caso do reator com CAG, os autores alertaram para a necessidade de separação e tratamento posterior de grande quantidade de sólidos suspensos gerados, além do alto custo do próprio CAG.

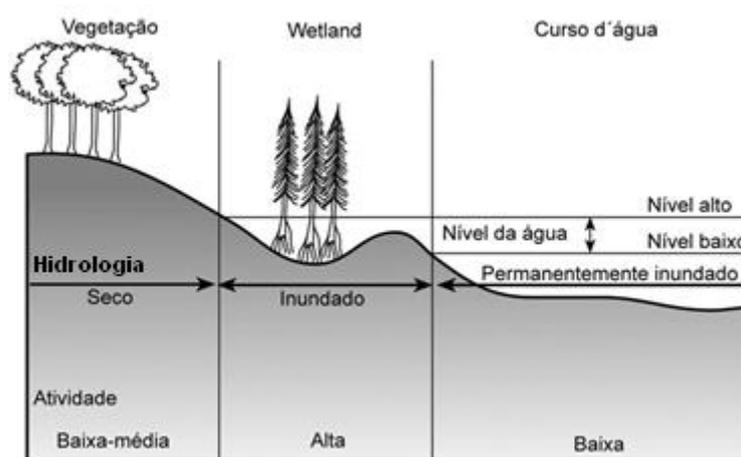
Chen *et al.* (2008) estudaram a combinação de RBLM anaeróbio seguido de RBLM aeróbio para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em escala de laboratório (volume total de 6,3 L). O meio suporte utilizado, fabricado em polietileno de alta densidade misturado com nano partículas inorgânicas, em formato cilíndrico, possuía superfícies específica de 900 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>. Foram testados TDHs variando entre 0,5 e 4 dias, para o RBLM anaeróbio e metade para aeróbio, visto que seu volume era duas vezes menor. Os resultados obtidos indicaram que a maior parte da degradação da matéria orgânica ocorreu no reator anaeróbio, cabendo à segunda unidade apenas o polimento final. Com concentração afluyente média entre 7665 e 16337 mg.L<sup>-1</sup>, obteve-se remoções médias totais de DQO entre 92% e 95%. No caso do N-NH<sub>4</sub>, com concentração afluyente média entre 210 e 390 mg.L<sup>-1</sup>, a remoção ocorreu no RBLM aeróbio, sendo consistentemente acima de 97% para TDH acima de 1,25 d, no entanto, para TDH de 0,75 d, a remoção foi reduzida para cerca de 20%.

### 3.2.2 *Wetlands* construídos

O sistema de tratamento por *wetland* construído, também conhecido como zona de raízes, banhados construídos, leitos cultivados ou na literatura inglesa como *constructed wetland* ou *reed bed*, é um sistema alternativo de tratamento de águas, baseado em banhados naturais, emulando, de maneira

controlada, suas principais características (Valentim. 2003; Clarke e Baldwin, 2002; Akinbile *et al.*, 2012).

As diversas definições existentes para banhados naturais (ou *wetlands* na literatura inglesa) o situam, em relação ao componente hídrico, em um espectro de ecossistemas entre ambientes terrestres e aquáticos, possuindo uma variabilidade temporal e biológica (Figura 7). Essas características tornam o banhado ecológica e hidraulicamente complexo. Por isso, as definições existentes, muitas vezes são arbitrárias, e englobam diversas propriedades dos banhados, como a predominância de fauna, flora e microbiota adaptados a ambientes inundados, presença de detritos e serviços ecossistêmicos. No entanto, a característica comum a todas as definições é a predominância de saturação do solo com água (Cowardin *et al.*, 1979; NRC, 1995; USEPA, 1999; USDA-NRCS, 2006).



**Figura 7**–Espectro de ecossistemas em relação à saturação hídrica no qual se encontra o banhado natural (Fonte: Coraucci Filho, 2001)

Considerando isso, a seguinte definição pode ser aplicada para caracterizar *wetlands* construídos: “*Sistemas de engenharia, desenhados e construídos para utilizar as funções naturais das populações microbianas, solo e vegetação para tratar contaminantes na água superficial, subterrânea ou residuária*” (ITRC, 2003).

As primeiras utilizações de *wetlands* construídos foram, provavelmente, feitas pelos chineses, no entanto a primeira utilização aceita cientificamente para o tratamento de águas residuárias, foi realizado em

1952, por Seidel, na Alemanha, que avaliou a remoção de fenol e posteriormente aplicou o sistema para o esgoto doméstico (Wood e MacAtamney, 1994). Desde então, na Europa, esta tecnologia vem sendo bastante desenvolvida, com sua aplicação para o tratamento primário e secundário de esgoto em áreas rurais (Platzer, 2000; Akinbile *et al.*, 2012).

Nos EUA, as pesquisas em relação a *wetlands* construídos tiveram grande impulso nas décadas de 70 e 80 com envolvimento da "Tennessee Valley Authority" (TVA) e do "US Department of Agriculture" no final dos anos 80 e começo dos 90. A popularização da tecnologia neste país ocorreu no final da década de 1980, a partir de estudos realizados para Agência Espacial Norte-americana (NASA) no tratamento, associado a tanques sépticos, de efluentes de habitações isoladas (Valentim, 1999). A partir do final da década de 1970 e início da década de 1980, verificou-se a utilização de *wetlands* construídos para diversos tipos de efluentes (Hill *et al.*, 1997).

Na década de 90, o interesse pelo tratamento por *wetlands* construídos aumentou em decorrência do avanço dos principais fenômenos do processo, proporcionando potencial de remoção de matéria orgânica, nutrientes e sólidos, com custos relativamente baixos (Kern e Idler, 1999; Akinbile *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2014). Ao longo dos anos os *wetlands* foram utilizados para tratar uma grande variedade de tipos de águas residuárias, seja no tratamento secundário e/ou terciário (USEPA, 2000; Vymazal, 2009; Zhang *et al.*, 2010; Akinbile *et al.*, 2012).

Nos *wetlands* construídos a água residuária é conduzida para uma área delimitada na qual são cultivadas espécies de planta com tolerância a ambientes saturados por água, sendo, geralmente, uma macrófita aquática, para que o efluente seja tratado ao longo da área de contato com as raízes da planta (Kern e Idler, 1999; Masi e Martinuzzi, 2007; Hoffmann *et al.*, 2011). Esse sistema possibilita o crescimento de biofilme composto por rica diversidade de microrganismos, os quais são os principais responsáveis pela remoção de contaminantes na água (Kivaisi, 2001; Valentim, 2003; Chernicharo, 2001).

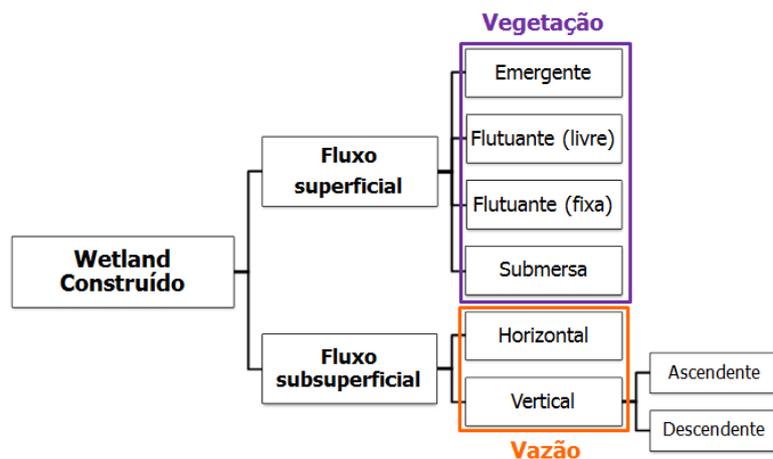
Devido à complexidade decorrente dos componentes e interações presentes no *wetland*, o tratamento compreende, concomitantemente, diversos processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, filtração, precipitação química, adsorção, interações microbiológicas, predação e processos de sorção e captura pela vegetação (Kivaisi, 2001; Chernicharo, 2001; Sousa *et al.*, 2004; Kamarudzaman *et al.*, 2011). A ocorrência de tais processos é influenciada pelo tipo de fluxo, planta cultivada, meio suporte utilizado e características da água residuária a ser tratada (Valentim, 2003).

Grande parte dos processos no interior dos *wetlands* é mediada pela atividade microbiológica. Os microrganismos presentes no *wetland* são responsáveis pela conversão do nitrogênio para formas biologicamente aproveitáveis pelas plantas. Também desempenham a função de transformação de fósforo em formas solúveis, disponibilizando-o para os componentes vegetais. Além disso, processam os componentes orgânicos em condições aeróbias, anaeróbias ou anóxicas (USEPA, 2000).

A principal diferença que se caracteriza como uma vantagem deste sistema de tratamento em relação aos sistemas convencionais é o fato de, por se aproximar do aspecto de um *wetland* natural, ser mais agradável visualmente, podendo também ser utilizado para outras atividades além do tratamento, gerando renda e, dessa maneira, sendo mais facilmente aceito pela população (Zanella, 2008; Xiaoping *et al.*, 2009). Outras vantagens incluem baixos custos de implantação e manutenção, boa capacidade de remoção de carga poluidora e redução de efeito estufa pela fixação de carbono pela vegetação, podendo ainda ser utilizado em parques para visitação e passeio público (Kadlec *et al.*, 2006; Kamarudzaman *et al.*, 2011; Akinbile *et al.*, 2012; Ding *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2014). No entanto, esses sistemas requerem em geral grandes áreas, na faixa de 40 até 2700 cm<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> de água residuária (USEPA, 2000), não sendo facilmente aplicáveis em locais com pouca disponibilidade de espaço.

Quanto à configuração, os *wetlands* construídos podem ser classificados em dois tipos principais em relação à hidrologia: de fluxo

superficial ou de fluxo subsuperficial. Dentro da categoria de fluxo superficial há subclassificações de acordo com o tipo de vegetação utilizada. No caso da configuração com fluxo subsuperficial, existem dois tipos de acordo com o sentido da vazão, podendo ser de fluxo horizontal ou vertical (Chernicharo, 2001; Dallas *et al.* 2004; Masi e Martinuzzi, 2007; Truu *et al.*, 2009; Lavrova e Koumanova, 2010). A Figura 8 apresenta um esquema com as diferentes configurações do sistema de acordo com seu tipo de vazão e vegetação.



**Figura 8** – Configurações de *wetlands* construídos segundo vazão e vegetação (Fonte: próprio autor)

Outra possibilidade de classificação se dá a partir do grau de saturação da mídia com água. Assim, o sistema pode ser dividido entre (Fonder e Headley, 2013): (1) drenagem livre; (2) constante; e (3) intermitente. A categoria de drenagem livre corresponde aos sistemas que possuem a saída de efluente permanentemente livre, de forma que não há acúmulo de água no sistema (i.e. a maioria dos sistemas verticais descendentes). Os sistemas do tipo constante são desenhados para manter o meio suporte sempre em condições de saturação (i.e. sistemas de fluxo subsuperficial horizontal e vertical ascendente). A categoria intermitente corresponde aos sistemas intermediários, cuja saturação do meio suporte é periódica ou sazonal, devido à alimentação em batelada ou outras estratégias operacionais (Mazzola, 2003).

Outra abordagem é a utilização de diferentes tipos de *wetlands* combinados, denominados híbridos, combinar as vantagens e desvantagens

de sistemas de fluxo horizontal e vertical de maneira a complementar cada um deles individualmente (Santos, 2009; Hoffmann *et al.*, 2011). Segundo COOPER (1999), existem dois tipos principais de sistemas híbridos. No primeiro tipo, há uma unidade de fluxo horizontal precedendo uma de fluxo vertical, entretanto ocorre a reciclagem do efluente da segunda unidade para a primeira. Dessa forma, a matéria orgânica é removida na unidade horizontal, impedindo que a mesma prejudique a nitrificação na unidade vertical. Além disso, a reciclagem do efluente para a primeira unidade resulta na desnitrificação a partir das concentrações de nitrato geradas na segunda unidade.

O segundo tipo é caracterizado pela inversão das unidades, de forma que a fase vertical precede a fase horizontal. Neste tipo de sistema, para uma melhor eficiência é necessária a implantação de mais de uma unidade para cada fase do tratamento. Nesta configuração, COOPER (1999) verificou uma remoção satisfatória de SST e DBO em paralelo com o processo de nitrificação, gerando alta concentração de nitrogênio oxidado. Na fase horizontal, verificou-se a ocorrência significativa de desnitrificação.

Por fim, desde o início da década de 1990, um sistema especial de *wetland* construído de fluxo vertical vem sendo utilizado na França, sendo denominado “Sistema Frances” (Hoffmann *et al.*, 2011). Ele consiste no tratamento de esgoto bruto através da utilização de dois *wetlands* de fluxo vertical em série (Fonder e Headley, 2013). Para tanto, o sistema conta com um primeiro estágio composto por uma unidade desenhada para receber o efluente bruto, substituindo o pré-tratamento. A primeira unidade é preenchida com camadas de britas de diferentes granulometrias (variando entre 2 e 60 mm), visando reter os sólidos, que serão mineralizados. O segundo estágio é composto por unidades preenchidas com areia ( $\emptyset$  entre 0,25 e 0,4 mm), visando alcançar a nitrificação completa e remoção de patógenos, além de remover DQO e SST remanescentes. A capacidade de tratamento, em geral, é alta, alcançando taxas de remoção de DQO, SST e NTK de 90%, 96% e 85%, respectivamente (Molle *et al.*, 2005).

Apesar das diferentes possibilidades de configuração, algumas características são empregadas em todos os tipos de *wetlands*, pois melhoram o desempenho e previnem problemas como colmatção ou eficiência de remoção de nutrientes ou matéria orgânica limitada. Dentre as diversas opções existentes, Hoffmann *et al.* (2011) recomendam que o substrato (ou meio suporte) a ser utilizado no sistema não seja fino, com granulometria muito reduzida a fim de evitar problemas de colmatção. Essa recomendação se aplica principalmente a *wetlands* de vazão submersa. A distribuição de vazão deve ser uniforme evitando, dessa forma, a ocorrência de curtos circuitos e, quando se almeja a ocorrência de nitrificação e desnitrificação, o consumo de oxigênio, aeração do solo e a disponibilidade de carbono também devem ser considerados no desenvolvimento do projeto (Chernicharo, 2001).

#### 3.2.2.1 Fluxo subsuperficial

O tipo de *wetland* construído mais difundido é o que possui o design baseado em escoamento subsuperficial. A maioria dos *wetlands* construídos na Europa é do tipo de vazão submersa, excedendo a quantidade de 10.000 unidades, enquanto nos EUA podem ser encontradas mais de 650 unidades, bastante aplicados ao tratamento de esgoto de pequenas comunidades e para diversos tipos de efluentes (Valentim, 1999; Platzer, 2000; Zhao *et al.*, 2004). Essa ampla aceitação é resultado de sua alta eficiência na remoção de DQO por unidade de área (Masi e Martinuzzi, 2007). Os *wetlands* construídos são, em geral, preenchidos com substratos como cascalho ou areia, no qual são cultivadas plantas que crescem se enraizando pelo substrato, com o efluente fluindo abaixo do nível do leito (Kadlec *et al.*, 2000; Von Sperling, 2005; Masi e Martizzuni, 2007).

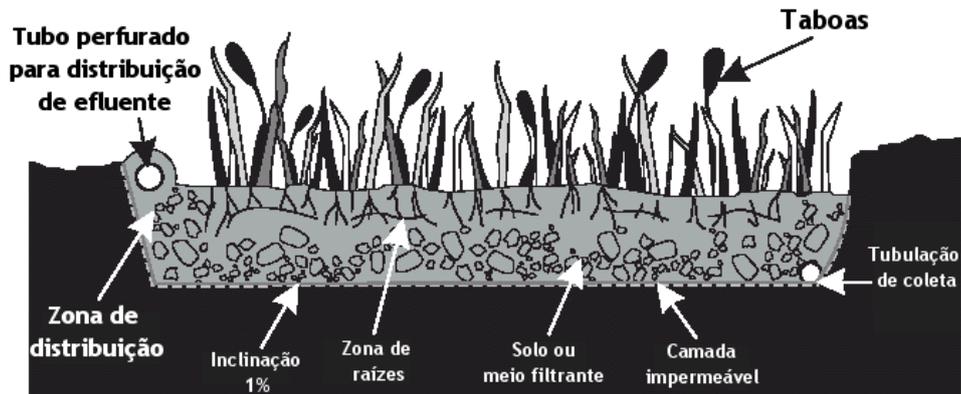
Esse sistema possui a vantagem de evitar odores indesejáveis, mosquitos, além de evitar o contato com as pessoas, se operado de forma regular com o nível d'água abaixo da superfície, mas, diferente dos sistemas de fluxo superficial, não há possibilidade de integrar vida aquática dentro do sistema para fins paisagísticos (Dallas, *et al.* 2004, Zanella, 2008).

Como citado anteriormente, os *wetlands* de vazão submersa são, ainda, divididos em subcategorias de acordo com os objetivos propostos para o tratamento, resultando em unidades com diferentes sentidos de fluxo de efluente: fluxo vertical, fluxo horizontal e sistemas híbridos (Platzer e Mauch, 1997; Cooper, 1999; Marques, 1999; Sezerino e Philippi, 2003; Masi e Martinuzzi, 2007; Hoffmann *et al.*, 2011).

### 3.2.2.2 Fluxo horizontal

O tratamento por *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal foi o mais aplicado dentre os diferentes desenhos desenvolvidos desde a década de 90 (Platzer, 2000). Esse sucesso deve-se ao fato deste tipo de design ter sido responsável pela difusão da tecnologia de *wetlands*, na Europa, por cerca de 20 anos. Além disso, são mais simples e demandam menos custos de operação e instalação em relação aos sistemas de fluxo vertical (Cooper, 1999).

Neste tipo de *wetland*, o líquido atravessa horizontalmente o substrato, passando por zonas aeróbias (próximo às raízes das plantas e rizoma), anóxicas e anaeróbias, sendo tratado principalmente pela ação de microrganismos, auxiliados por processos físico-químicos que ocorrem no substrato, raízes e rizomas. A fase aeróbia encontra-se próxima à superfície e às raízes, uma vez que o oxigênio é transportado por difusão na área superficial e pela ação das plantas até o rizoma. Com a liberação de oxigênio nas raízes, pode ocorrer oxidação de  $\text{N-NH}_4$  para  $\text{NO}_3$ , gerando uma condição anóxica (Marques, 1999; Valentim, 2003; Kadlec *et al.*, 2006; Zanella, 2008). A Figura 9 ilustra o esquema geral de um *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal.



**Figura 9** – Esquema geral de um *wetland* construído com seus principais componentes (Fonte: USEPA, 2000)

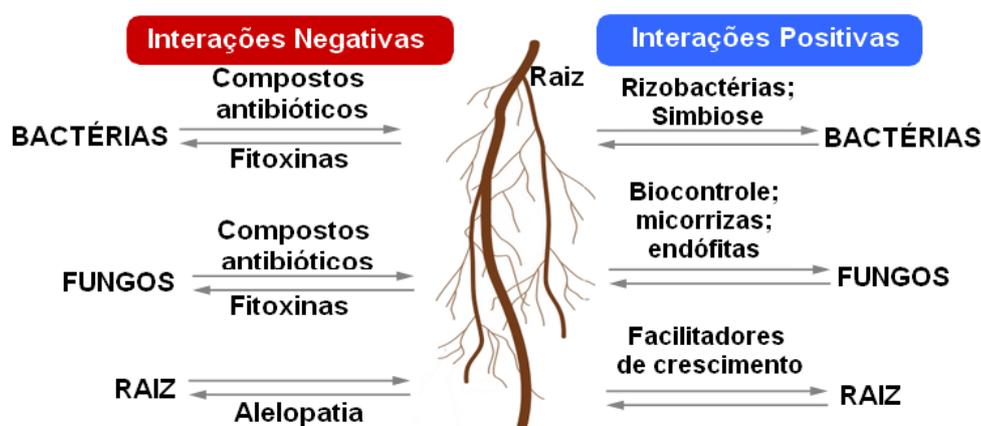
Uma característica que é evidente em sistemas horizontais quando comparados aos verticais é a limitação de transporte de oxigênio no primeiro (Lavrova e Koumanova, 2010). Por conta disso, podem ser aplicados para a remoção de nitrogênio, via desnitrificação. Mas a sua maior desvantagem é o fato de necessitar de uma área considerável, diferindo da tecnologia de fluxo vertical (Cooper, 1999; Kadlec *et al.*, 2000).

### 3.2.2.3 Vegetação

Uma característica fundamental nos *wetlands* construídos é a presença de plantas (Clarke e Baldwin, 2002). A importância da vegetação no sistema se dá a partir de sua complexa atividade química, física e biológica na rizosfera, isto é, na região ao redor e influenciada pela raiz da planta (Bais *et al.*, 2006). A rizosfera é uma área densamente povoada por diversos organismos, na qual as plantas competem por espaço e nutrientes com microrganismos, insetos e sistemas radiculares invasores de outras plantas (Bais *et al.*, 2004).

Por conta disso, as plantas desenvolveram uma série de mecanismos para se comunicar com os componentes do ambiente do entorno de sua raiz, resultando no estabelecimento de interações positivas e negativas entre raiz-raiz, raiz-inseto e raiz-microrganismos (Bais *et al.*, 2006). No caso específico da relação das plantas com microrganismos, há uma forte ligação funcional enquanto produtores e decompositores (Zhang *et al.*, 2010).

Embora os mecanismos de interação não sejam totalmente conhecidos, é sabido que parte importante das interações biológicas acontece a partir da liberação de exudatos, que consistem na secreção de compostos produzidos pela vegetação, incluindo íons, oxigênio livre, água, enzimas, mucilagem e uma série de metabólitos primários e secundários contendo carbono (Bais *et al.*, 2006; Gagnon *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2014). A Figura 10 apresenta de forma resumida as interações reconhecidas entre a raiz e outros organismos.



**Figura 10**– Interações positivas e negativas da vegetação com outros organismos na rizosfera através das raízes (Fonte: adaptado de Bais *et al.*, 2006)

A escolha da vegetação utilizada no sistema *wetland* deve obedecer a algumas diretrizes. É preferível que sejam selecionadas plantas com tolerância a ambientes saturados ou submersos, sendo nativas, por se adaptarem facilmente às condições climáticas do local (Marques 1999; USEPA, 2000; Chernicharo, 2001; Zhu *et al.*, 2010). No caso específico dos lixiviados, deve-se optar por espécies com alta tolerância a salinidade, uma vez que este, em geral, pode apresentar concentrações de cloretos acima de 2000 mg.L<sup>-1</sup> (Barr e Robinson, 1999). Além disso, altas concentrações de nitrogênio amoniacal, acima de 200 mg.L<sup>-1</sup>, típicas desse tipo de efluente, podem ser tóxicas às plantas (Clarke e Baldwin, 2002; Wu *et al.*, 2012).

Em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial, costuma-se empregar macrófitas aquáticas (Chernicharo, 2001; Clarke e Baldwin, 2002;

Sousa *et al.*, 2004;). Macrófita aquática é uma denominação genérica, embora amplamente utilizada na literatura científica, independente de aspectos taxonômicos, para caracterizar vegetais que durante a sua evolução retornaram do ambiente terrestre para o aquático, habitando desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Assim, incluem-se entre as macrófitas aquáticas desde macroalgas até angiospermas (Esteves, 1998).

Pode-se subdividir o grupo das macrófitas em 3 categorias principais (Valentim, 2003): (1) flutuantes, fixas ou não ao fundo e com folhagem principal flutuando na superfície da água; (2) submergentes, que crescem sob a água e podem ou não estar fixas pela raiz; e (3) emergentes, possuindo a raiz fixada no solo e folhagem em contato com a atmosfera.

A utilização de macrófitas aquáticas em *wetlands* se justifica, pois, de forma geral, elas possuem grande capacidade de adaptação e grande amplitude ecológica, podendo sobreviver em diferentes tipos de ambientes. Assim, podem se adaptar aos ambientes de água mais pura até aqueles com diferentes graus de salinidade (Esteves, 1998).

Outra característica importante associada à escolha das plantas é que, estas, podem ser usadas para fins econômicos não relacionados ao tratamento propriamente dito, como a alimentação, produção de ração para animais, fertilizantes, entre outros (Chernicharo, 2001; Sousa *et al.*, 2004). Segundo Kivaisi (2001), nos países em desenvolvimento, nos quais a tecnologia de *wetlands* construídos é pouco difundida, principalmente os de clima tropical, uma das maiores necessidades é a identificação das espécies vegetais que se adaptem ao regime dos sistemas.

Na Europa, a espécie mais empregada é a *Phragmites australis* (Kern e Idler, 1999; Marques, 1999; Platzer, 2000; Von Sperling, 2005; Masi e Martinuzzi, 2007; Akinbile *et al.*, 2012), entretanto, no Brasil, a utilização de outras espécies, principalmente do gênero *Typha* é mais amplo (Brasil e Matos, 2008; Van Kaick *et al.*, 2008).

Verifica-se, na literatura, a utilização de pelo menos 37 famílias de plantas (Lavrova e Koumanova, 2010). A seguir estão listadas algumas espécies de plantas reportadas na literatura no uso de *wetlands* construídos:

*Acorus calamus; Cannabis sativa; Carex sp.; Cirsium vulgare; Cladium mariscus; Coix lacryma-jobi; Crisum Salsum; Cyperus haspan; Cyperus papyrus; Dactylis glomerata L.; Eichomia crassipes; Glyceria maxima; Hydrocotyl umbelatta.; Iris virginica; Juncus sp.; Lemma sp.; Limnocharis flava; Peltandra virginica; Phalaris arundinacea L.; Phragmites australis; Phragmities communis; Pontederia cordata; Rumex crispus; Sagittaria lancifolia; Salix sp.; Saururus cernuus; Scirpus atrovirens; Scirpus califomicus; Scirpus sp.; Scirpus validus; Scirpuspalla sp.; Sparganium androcladum; Typha angustifolia; Typha domingensis; Typha latifolia; Urtica dioica; Zizania aquatica.*

Ainda existem incertezas em relação ao real papel da vegetação no processo de remoção de impurezas, mas admite-se que ela seja responsável pelas funções de adsorção de metais pesados, transferência de oxigênio, embora limitada, para o interior do sistema, inibição da proliferação de algas, meio suporte para crescimento de microrganismos e liberação de matéria orgânica facilmente biodegradável para organismos, propiciando crescimento de fungos e bactérias, melhoria da aparência do sistema, melhora das condições de sedimentação de sólidos, auxílio na prevenção de colmatagem e controle de odor e insetos (Valentim, 1999; Findlay *et al.*, 2002; Kadlec *et al.*, 2006; Nivala *et al.*, 2007).

Em relação ao transporte de oxigênio, as plantas podem transportá-lo da atmosfera para a rizosfera através do movimento interno do mesmo para as estruturas inferiores, visando atender a demanda respiratória do tecido das raízes. Esse processo é possibilitado pela presença de estruturas características de macrófitas aquáticas, denominadas aerênquimas, cuja função estrutural é estocar e movimentar gases. Assim, o transporte pode ocorrer pela concentração de oxigênio nos aerênquimas (difusão molecular passiva) e pelo fluxo volumétrico convectivo (convecção de Venturi) (Valentim, 2003).

No entanto, as plantas assumem um papel secundário em relação ao fornecimento de oxigênio no sistema, com taxas de liberação variando entre 0,02 a 12 gO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (Wu *et al.*, 2001; Gagnon *et al.*, 2007). Apesar dessa

ampla faixa de liberação de oxigênio, decorrente de diferenças entre espécies, clima, sazonalidade, concentração interna de oxigênio e permeabilidade das raízes e métodos de determinação, em geral admite-se que a oxigenação atribuída às plantas não é suficiente, isoladamente, para promover a digestão aeróbia, demandando difusão do oxigênio atmosférico (Valentim, 1999; Wu *et al.*, 2001; Findlay *et al.*, 2002; Walker, *et al.*, 2003; Kadlec *et al.*, 2006; Nivala *et al.*, 2007; Zanella, 2008; Santos, 2009).

Dornelas *et al.* (2008) avaliaram unidades plantadas e não plantadas para o tratamento de esgoto efluente de um UASB, chegando à conclusão de que, apesar da eficiência de tratamento ser um pouco maior nas unidades com vegetação, é necessário realizar avaliações cuidadosas sobre a necessidade real de utilizar vegetação nos sistemas de forma que o custo com o manejo da vegetação seja maior do que sua contribuição no tratamento.

Por outro lado, Valentim (1999) verificou que *wetlands* cultivados com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* apresentaram melhor desempenho de remoção de SST e DQO do que unidades sem plantas (brita #2 como meio suporte). Além disso, Ouellet-Plamondon *et al.* (2006) verificaram que a implantação de um sistema de aeração artificial em um *wetland* construído não compensou totalmente a ausência de vegetação para remoção de NTK, sugerindo que o papel da vegetação na eficiência do sistema está além do transporte de oxigênio para rizosfera. Nesse sentido, Koottatep e Polprasert (1997) verificaram absorção pelas plantas de até 43% do nitrogênio total afluente, sendo que os melhores resultados se deram em períodos de frequente colheita da vegetação.

Menon e Holland (2013) compararam a remoção de fósforo em unidades *wetlands* plantadas e não plantadas durante dois anos, obtendo resultados que indicaram melhor eficiência com presença de vegetação, principalmente após o primeiro ano de operação. Kao *et al.* (2003) alertam que espécies vegetais possuem importante papel no ciclo de nutrientes devido à assimilação e perda dos mesmos, de forma que uma espécie pode assimilar grandes quantidades de nutrientes, mas liberá-los posteriormente.

Segundo Morgan *et al.*, (2008), as plantas proporcionam a criação de microambientes aeróbios em suas raízes, abrigando bactérias nitrificantes, facilitando no processo de nitrificação. Nesse sentido, Ramamoorthy e Kalaivani (2011) verificaram maior diversidade de microrganismos em tratamentos com plantas, em relação a unidades sem vegetação.

Um aspecto importante que vem ganhando destaque, no tocante a *wetlands* construídos, é a interação da vegetação com a rizosfera através de processos de decomposição e exudatos (Wu *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2014). A liberação de matéria orgânica pode ocorrer por conta da morte da planta, por processo de senescência ou devido às condições do meio (Kootatep e Polprasert, 1997). Wu *et al.* (2012), obtiveram maior variedade de ácidos orgânicos e taxas de liberação do mesmo em plantas expostas a condições de baixa disponibilidade de fósforo e/ou competição com outras espécies. Esse comportamento está de acordo outros estudos da área de botânica, nos quais as plantas em condição de baixa disponibilidade de nutrientes intensificam as interações na rizosfera para alterar as condições ambientais em seu próprio favor (Gagnon *et al.*, 2007).

Assim, o mecanismo de liberação de componentes orgânicos pode ser aplicado ao tratamento de efluentes com baixa carga orgânica biodegradável, como no caso da desnitrificação de lixiviado de aterro sanitário (Kozub e Liehr, 1999). Outra possibilidade de aproveitamento da vegetação foi observada por Gersberg *et al.*, (1983) que, ao utilizarem a própria palha proveniente da vegetação como fonte externa de carbono, obtiveram aumento da remoção de nitrogênio total de 27% para 87%, concluindo que a biomassa foi diretamente aproveitada pelas bactérias desnitrificantes, embora ressaltem a existência de uma fração menos biodegradável composta por lignina.

Os processos atribuídos, mediados ou relacionados às plantas, tornam sua presença no sistema de *wetlands* construídos essencial, visando melhores condições para tratamento de águas residuárias. A escolha da espécie não costuma obedecer a um critério específico, mas é aconselhável a utilização de vegetação adaptada ao clima e condições locais. Nesse

sentido, a escolha de espécies de plantas tropicais, com valor paisagístico, é uma forma de ampliar o conhecimento a respeito acerca do comportamento de tal vegetação em *wetlands* construídos e agregar valor ao sistema de tratamento no Brasil.

#### 3.2.2.4 Aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário

O sistema de *wetland* construído é mais amplamente aplicado ao tratamento de esgoto doméstico em relação ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário, uma vez que a maior parte dos estudos do sistema se dedicou ao primeiro. Assim, sua aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário ainda encontra-se em desenvolvimento (Bernard e Lauve, 1995; Nivala *et al.*, 2007; Kamarudzaman *et al.*, 2011). De forma geral, verifica-se baixa eficiência de remoção de matéria orgânica em *wetlands* construídos quando comparados a outros sistemas, visto que em muitos casos o lixiviado a ser tratado apresenta baixa biodegradabilidade (Vymazal, 2009). No caso de sólidos suspensos presentes no lixiviado, os mesmos podem ser removidos facilmente, pois as condições de tranquilidade do fluxo (velocidades inferiores a 8 m/d) resultam na deposição desses materiais (Bidone, 2007).

Barr e Robinson (1999) estudaram *wetlands* construídos de fluxo horizontal preenchidos com brita e plantados com junco, no polimento de lixiviado de três aterros sanitários no Reino Unido. Os três estudos são apresentados a seguir:

O primeiro sistema, com volume total de 3000 m<sup>3</sup>, foi alimentado com vazão média de 250 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> de lixiviado proveniente, de um reator sequencial em batelada, e de 100 a 300 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> de lixiviado diluído. Com concentração de DQO e relação DBO/DQO afluente de 208 mg.L<sup>-1</sup> e 0,03, respectivamente, o *wetland* foi capaz de remover 22% de DQO.

O segundo experimento foi caracterizado por uma sequência de sistemas de tratamento composta por um Reator Sequencial em Batelada, um *wetland* construído (2000 m<sup>2</sup>), ozonização para degradação de pesticidas presentes no lixiviado e polimento final por um segundo *wetland* (500 m<sup>2</sup>). O

sistema operou com vazão de  $200 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . A primeira unidade *wetland* foi alimentada com concentrações  $0,1 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$  e  $370 \text{ mg DQO} \cdot \text{L}^{-1}$  e relação DBO/DQO de 0,03. Assim, considerando que a maior parte do nitrogênio amoniacal e da matéria orgânica biodegradável foi removido no RSB, a primeira unidade *wetland* não foi capaz de remover  $\text{N-NH}_4$  e apresentou apenas 5,4% de remoção de DQO. Após passagem pelo sistema de ozonização, promovendo a quebra das moléculas maiores, gerou-se um subproduto tóxico bromal (tribromoacetaldéido), o qual foi 98% removido na unidade *wetland* final. Além disso, observou-se remoção de DBO de 33%.

O terceiro sistema *wetlands* (com área de  $2000 \text{ m}^2$ ) foi aplicado para o tratamento de parte de um curso d'água contaminado com lixiviado velho (29 anos) após um decantador, objetivando a degradação de baixos níveis de DBO e de herbicida mecoprop, além de remoção de nitrogênio amoniacal. O lixiviado afluyente possuía concentrações de  $\text{N-NH}_4$  e DQO, respectivamente, de 30 e  $19,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e relação DBO/DQO de 0,06. Nessas condições, verificaram-se remoções de DQO e  $\text{N-NH}_4$  de 3,3% e 40%, respectivamente. Para o composto mecoprop, alcançou-se remoção de 74%.

Fleck (2003) monitorou um *wetland* aplicado ao efluente de um sistema de filtros anaeróbios seguidos de aeróbios, visando o polimento do lixiviado do Aterro Sanitário da Extrema, Porto Alegre/RS. O sistema em escala piloto foi preenchido com areia grossa na altura de 0,28 m e plantado com *Typha latifolia*. Neste estudo, verificou-se dificuldade de aclimatação da vegetação. As remoções médias, na fase mais estável do experimento, foram de 41%, 58% e 56% para DQO, DBO e N-total, respectivamente. A remoção média de  $\text{N-NH}_4$  esteve entre 35% e 80% e verificaram-se remoções de  $\text{NO}_3$ , evidenciando-se processo de desnitrificação.

Mannarino *et al.* (2006), operaram um sistema, plantado com gramíneas locais, e preenchido com argila (0,6 m) e cascalho (0,6 m) para o pós-tratamento de lodos ativados. O lixiviado tratado era proveniente do aterro sanitário de Gramacho/RJ, com idade superior a 30 anos e relação DBO/DQO de 0,1. Com TDH de 9 dias, verificou-se remoção média de DQO

e N-NH<sub>4</sub> de, respectivamente, 31% e 45%, resultando em lixiviado com concentração de 1474 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 203 mgN-NH<sub>4</sub>.L<sup>-1</sup>.

Bulc (2006), na Eslovênia, operou uma combinação de sistema vertical + horizontal plantados com *Phragmites australis* e *Typha latifolia* no tratamento de lixiviado bruto velho (26 anos) e relação DBO/DQO de 0,15. A unidade vertical foi preenchida com brita lavada de rio e areia, enquanto a unidade horizontal foi preenchida apenas com a brita. O sistema operou com vazão média de 1,72 m<sup>3</sup>/d e TDH teórica de 24 dias, no entanto, verificou-se TDH real de 7 dias. As eficiências globais de remoção do sistema, para efluente com concentrações de 485 e 496 mg.L<sup>-1</sup> de DQO e N-NH<sub>4</sub>, respectivamente, foram de 50% para DQO e 51% para N-NH<sub>4</sub>.

Bidone (2007) avaliou um sistema *wetland* no pós-tratamento de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente para o lixiviado da Central de Resíduos do Recreio, Minas do Leão/RS, em operação desde 2002. O sistema, em escala real (3000 m<sup>3</sup>) foi preenchido com brita #1 (Ø entre 9,5 e 19 mm) e plantado com *Typha subulata*. A operação se deu em duas fases, sendo a primeira com vazão de 36 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (lixiviado diluído 50% em água) e a segunda com vazão de 50 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (lixiviado integral). Embora o pesquisador tenha verificado prejuízos na eficiência do sistema durante a mudança de fases, as remoções de DQO, DBO e N-NH<sub>4</sub> alcançaram valores superiores a 90%. As remoções médias foram de 76%, 83% e 80% para DQO, DBO e N-NH<sub>4</sub>, respectivamente. Verificaram-se, ainda, remoções de NO<sub>3</sub>, indicando ocorrência e desnitrificação. No entanto, o pesquisador ressalta que o sistema foi originalmente construído para operar com vazão de 177 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> e TDH de 5,6 d, de forma que, nessas condições, possivelmente a eficiência teria sido menor.

Nivala *et al.* (2007) estudaram um sistema *wetland* de fluxo horizontal, com volume de 41,8 m<sup>3</sup>, preenchido com pedrisco, instalados após sistema de lodos ativados, para o tratamento de lixiviado proveniente de um aterro sanitário nos EUA. Os pesquisadores puderam avaliar a influência da aeração na eficiência do sistema. Assim, para condições de operação sem aeração, os resultados demonstraram eficiências baixas na remoção de

DQO (21,9%) e N-NH<sub>4</sub> (32,7%). Após adicionarem um sistema de aeração na base do *wetland*, verificou-se aumento na remoção de N-NH<sub>4</sub> e DQO, para 93% e 47,7%, respectivamente. Assim, considerando a alta remoção de DBO, de 93,6%, a baixa remoção de DQO pôde ser atribuída a partir da recalitrância do lixiviado.

Wojciechowska *et al.* (2010) estudaram, na Polônia, um sistema em escala real, plantado com *Phragmites australis*, no tratamento de lixiviado de aterro velho (32 anos), com relação DBO/DQO de 0,49. Os pesquisadores obtiveram remoção média de DQO e N-NH<sub>4</sub> de, respectivamente, 35,3% e 67,4%, resultando em efluente com concentração de 1045 mgDQO.L<sup>-1</sup> e 98,4 mgN-NH<sub>4</sub>.L<sup>-1</sup>. A remoção média de DBO, para afluente com concentração de 792 mg.L<sup>-1</sup>, foi de 61,7%, resultando em efluente final com relação DBO/DQO de 0,29.

Kamarudzaman *et al.* (2011) avaliaram o desempenho de um sistema *wetland*, em escala de laboratório, para remoção de nutrientes de lixiviado de aterro sanitário. Operaram-se três unidades, sendo uma plantada com *Limnocharis flava* (A), uma plantada com *Scirpus atrovirens* (B) e uma unidade controle sem vegetação (C). Os resultados demonstraram boas eficiências de remoção de N-NH<sub>4</sub>, reduzindo a concentração inicial de 138 mg.L<sup>-1</sup> a taxas de 91,8 %, 90,4% e 87,2% para as unidades A, B e C, respectivamente. O estudo revelou, também, que a espécie *Limnocharis flava* contribuiu de maneira mais efetiva para remoção de nutrientes, levando-se em conta as quantidades acumuladas de nitrogênio e fósforo no tecido das plantas.

Akinbile *et al.* (2012) estudaram sistemas em escala piloto aplicado ao tratamento de lixiviado velho (21 anos) de um aterro sanitário na Malásia. As unidades *wetlands* foram preenchidas com brita (na base) e argila arenosa (no topo) e plantadas com *Cyperus haspan*. O sistema operou, sem pré-tratamento, com recirculação contínua durante 21 dias. Os resultados demonstraram eficiência limitada para DQO (39,2%) e N-NH<sub>4</sub> (29,83%) quando aplicado TDH de 1 dia. Para TDH de 14 e 21 dias, a remoção de DQO elevou-se para 80% e 91%, respectivamente. No caso do N-NH<sub>4</sub>,

mesmo com TDH de 14 e 21 dias, o sistema apresentou remoção baixa de 46,2% e 53,78%.

A Tabela 7 apresenta o resumo dos resultados das pesquisas apresentadas acima. A partir dos resultados apresentados verifica-se que *wetlands* construídos possuem potencial para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, no tocante à matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Para tanto, é necessário dar atenção para a composição do lixiviado, bem como sua biodegradabilidade. Características de operação, como a vazão e TDH influenciam no tratamento e devem se estabelecidos de forma a evitar a operação com cargas elevadas, considerando as usuais altas concentrações dos contaminantes no lixiviado.

**Tabela 7** – Resumo dos resultados de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal aplicados ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário a partir de trabalhos selecionados na literatura

Referência	Configuração	Vegetação	Volume Total (m³)	TDH (dias)	Recheio	Pré-Tratamento	Remoção (%)						
							DQO	DBO	P-Total	N-Total	N-NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	SST
Barr e Robinson (1999)	Horizontal	Junco	3000	-	Brita	Reator Sequencial em Batelada	22	>71	-	-	-	91	66
	Horizontal (primeira)	Junco	-	-	-	Reator Sequencial em Batelada	5,4	-	-	-	-	12,3	-
	Horizontal (segunda)	Junco	-	-	-	Ozonização	-	33	-	-	-	-	-
	Horizontal	Junco	-	-	Brita	Decantador	3,3	-	-	-	40	-	92,8
Fleck (2003)	Horizontal	<i>Typha latifolia</i>	0,72	7	Areia grossa	Filtro biológico anaeróbio e aeróbio	41	58	-	56	35 - 80	56	77,5
Bulc (2006)	Vertical + Horizontal	<i>Phragmites australis</i> e <i>Typha latifolia</i>	125,6	7	Brita e areia	Nenhum	50	59	53	-	51	-	33
Mannarino <i>et al.</i> (2006)	Horizontal	Gramínea local	90	9	Argila e cascalho	Lodos ativados.	31	33	-	-	45	-	71

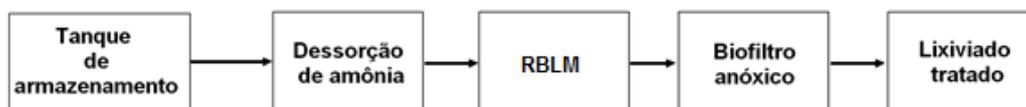
Nivala <i>et al.</i> (2007)	Horizontal	Diversas	41,85	-	Pedrisco	Lodos ativados	21,9	78,8	-	-	32,7	100	-
	Horizontal (com aeração)	Diversas	41,85	-	Pedrisco	Lodos ativados	47,7	93,6	-	-	95,3	-	-
Bidone (2007)	Horizontal	<i>Typha subulata</i>	3000	20 - 27	Brita 1	Filtro anaeróbio de fluxo ascendente	76	83	-	-	80	0 - 34	-
Wojciechowska <i>et al.</i> (2010)	Horizontal	<i>Phragmites australis</i>	1500	-	-	Nenhum	35,3	61,7	-	65,8	67,4	-	43,4
Kamarudzaman <i>et al.</i> (2011)	Horizontal	<i>Limnocharis flava</i>	0,05	1	Solo	Nenhum	-	-	-	-	91,8	-	-
	Horizontal	<i>Scirpus atrovirens</i>	0,05	1	Solo	Nenhum	-	-	-	-	90,4	-	-
	Horizontal (sem plantas)	-	0,05	1	Solo	Nenhum	-	-	-	-	87,2	-	-
Akinbile <i>et al.</i> (2012)	Horizontal	<i>Cyperus haspan</i>	-	1	Brita, areia e argila	Nenhum	39,2	60,8	59,8	33,8	29,8	-	59,7
	Horizontal	<i>Cyperus haspan</i>	-	7	Brita, areia e argila	Nenhum	51,1	69,7	78,6	50,0	41,2	-	83,21
	Horizontal	<i>Cyperus haspan</i>	-	14	Brita, areia e argila	Nenhum	80,2	73,3	99,6	59,0	46,2	-	98,1
	Horizontal	<i>Cyperus haspan</i>	-	21	Brita, areia e argila	Nenhum	91,8	78,7	99,7	67,0	53,8	-	98,83

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo de tratamento de lixiviado foi dividido em dois experimentos (Figura 11 e Figura 12). O experimento 1 foi realizado, em escala de bancada, *wetlands* construídos no pós-tratamento de sistema de dessorção de amônia. O experimento 2 foi implementado em escala piloto, em ambiente externo, consistindo no pós-tratamento de sistema de dessorção de amônia por um Reator Biológico de Leito Móvel (RBLM), e um biofiltro anóxico.



**Figura 11** – Fluxograma do experimento 1



**Figura 12** – Fluxograma do experimento 2

### 4.1 EXPERIMENTO 1: *WETLANDS* CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA

#### 4.1.1 Local de estudo

As unidades de dessorção de amônia e de *wetlands* construídos foram instaladas no laboratório de saneamento, do Centro Multidisciplinar de Pesquisa, localizado na Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP), São Paulo/SP. O experimento montado sobre bancadas ficou parcialmente isolado das alterações climáticas externas, como ventos, chuva, radiação solar direta e variações extremas de temperatura.

#### 4.1.2 Configuração das unidades de tratamento

##### 4.1.2.1 Sistema de dessorção de amônia

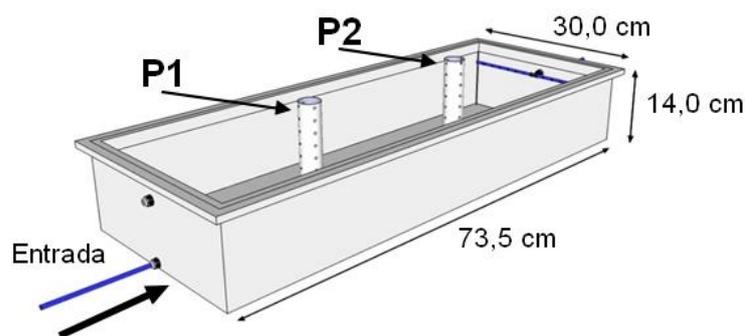
O sistema de dessorção de amônia era composto por duas unidades, através de dois recipientes plásticos de 15 litros (Figura 13), preenchidos com volume de 12 L, e aerados com auxílio de um compressor de ar (VigoAr<sup>®</sup> 300) com duas saídas de ar reguláveis (com vazão máxima de 2000 cm<sup>3</sup>.min<sup>-1</sup>, cada) conectadas a difusores de ar submersos. Assim cada unidade possuía dois pontos de aeração em sua extremidade inferior.



**Figura 13** – Sistema de dessorção de amônia.

##### 4.1.2.2 Sistema de *wetlands* construídos

As unidades de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal foram montadas em caixas plásticas de 0,73 m x 0,30 m x 0,14 m de comprimento, largura e altura, respectivamente (Figura 14 e Figura 15). Dois tubos plásticos perfurados de 16 cm de comprimento e 0,40 cm de diâmetro foram instalados no interior de cada tanque, centralizados, em relação à largura do módulo e equidistantes em 24,2 cm. Essas estruturas, denominadas P1 e P2, foram utilizadas para monitoramento de parâmetros ambientais e visualização do nível d'água. Além disso, elas foram utilizadas para traçar o perfil longitudinal de pH e temperatura, considerando-se a sequência: Afluente, P1, P2 e Efluente.



**Figura 14**– Dimensões da unidade de *wetland* construído.



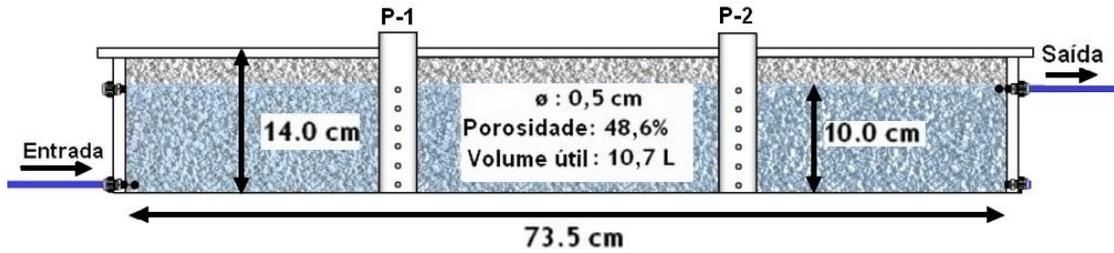
**Figura 15**– Unidade de *wetland* construído vazio (caixa plástica).

Os sistemas foram alimentados com vazão controlada, utilizando-se uma bomba peristáltica de oito canais, com vazão regulável de 0,2 a 1 L.h<sup>-1</sup> e contrapressão máxima de 1,2 bar (modelo Provitec – PolyCanal DM5000). O efluente foi distribuído e coletado por dispositivos construídos com tubo de poliuretano com orifícios de 2 mm de diâmetro espaçados a cada 20 mm. Os dispositivos foram alocados nas extremidades inferior e superior de cada unidade para entrada e saída de lixiviado, respectivamente. Cada caixa possuía um tanque de alimentação e um reservatório coletor de 20 L.

Os tanques foram preenchidos com brita branca, tipo calcária, popularmente chamada de pedrisco de jardim (Figura 16), com diâmetro médio de 5 mm e porosidade de 48,6%. O preenchimento se deu até altura de 14 cm, enquanto o nível da água foi mantido a uma altura de 10 cm. Após o preenchimento, o sistema foi alimentado continuamente com água de torneira durante 7 dias, para lavagem do recheio. O perfil dos *wetlands* construídos e as características do pedrisco podem ser visualizados na Figura 17.



**Figura 16** – Brita ou pedrisco de jardim



**Figura 17** – Perfil da unidade de *wetland* construído preenchido

As espécies vegetais selecionadas foram: *Cyperus papyrus nanus*, *Heliconia psittacorum* e *Gynerium sagittatum* (Figura 18). As três espécies foram adquiridas em estabelecimento comercial localizado próximo à universidade.



**Figura 18** – Mudas de *Cyperus papyrus* (esquerda), *Heliconia psittacorum* (centro) e *Gynerium sagittatum* (direita).

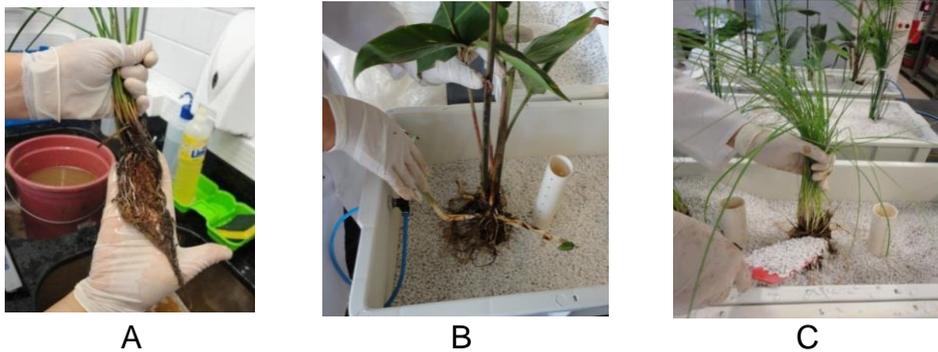
As três espécies são do grupo das macrófitas aquáticas emergentes, sendo adaptadas a ambientes saturados com água e tolerância a variações ambientais, como mudanças de salinidade (Esteves, 1998). As principais características das espécies são apresentadas na Tabela 8 .

**Tabela 8** – Principais características das espécies vegetais

Espécie	Características
<i>Cyperus papyrus 'nanus'</i>	Ordem <i>Cyperales</i> ; Família <i>Cyperaceae</i> : possui mais de 3.500 espécies, sendo a maioria herbáceas com desenvolvimento em áreas pantanosas ou alagadas; Distribuição: cosmopolita (principalmente tropical e subtropical).
<i>Heliconia psittacorum</i>	Ordem <i>Scitamineae</i> ; Família <i>Heliconiaceae</i> : possui apenas um gênero e cerca de 150 espécies, das quais 30 ocorrem no Brasil; Distribuição: predominante neotropical
<i>Gynerium sagittatum</i>	Ordem <i>Graminales</i> ; Família <i>Poaceae (granineae)</i> : possui mais de 10.000 espécies distribuídas em diversos tipos de ambientes; Distribuição: tropical.

Fonte: Joly (2002)

Antes de a vegetação ser plantada nos tanques, suas mudas foram mantidas em vasos, sendo regadas com água e fertilizante líquido 4.14.8 (marca: Ultraverde). No momento da colocação nos *wetlands*, as raízes das mudas foram lavadas com água de torneira corrente, mantendo-se parte do solo fixado às raízes (Figura 19), com vistas a melhor adaptação da vegetação às condições do experimento, como sugerido por Santos (2009). Foram plantadas três mudas de cada espécie por tanque, equidistantes em aproximadamente 18 cm, mantendo-se a densidade aproximada de 14 plantas.m<sup>-2</sup>. Optou-se por essa densidade e posicionamento, visando distribuição igual das mudas pela extensão do módulo, sem gerar condição de competição espacial, permitindo assim, o crescimento e colonização do espaço livre do sistema (Brasil *et al.*, 2007).



**Figura 19** – Lavagem das raízes (A), colocação das mudas nas caixas plásticas (B) e preenchimento com pedrisco (C)



**Figura 20** – *Wetlands* construídos instalados no Centro Multidisciplinar de Pesquisa

Considerando que o experimento foi instalado na área interna do edifício, buscou-se prover iluminação artificial para o desenvolvimento das plantas. Para tanto, quatro luminárias, cada uma com quatro lâmpadas frias, foram instaladas a uma distância de um metro acima das unidades (Figura 20). As luminárias foram controladas por um timer, mantendo-as ligadas entre as 6 e 18h, perfazendo um fotoperíodo de 12h.

#### 4.1.3 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado utilizado nesse experimento foi coletado mensalmente no Aterro Sanitário Quitaúna, localizado na cidade de Guarulhos (coordenadas geográficas: -23° 23' 49.53" S, -46° 33' 28.80"W), Região Metropolitana de São Paulo. O aterro possui uma área de 413.000 m<sup>2</sup>, e recebe, desde 2001,

resíduos sólidos domiciliares e industriais. Após coletado, o lixiviado era transportado em recipientes plásticos de 20 L em temperatura ambiente até o laboratório, onde era armazenado nos mesmos recipientes e mantido congelado em freezer a  $-20^{\circ}\text{C}$  até a utilização. A composição de uma amostra do lixiviado é apresentada na Tabela 9

**Tabela 9** – Caracterização físico-química do lixiviado bruto do Aterro Sanitário Quitaúna

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
DQO total	2881	$\text{mg.L}^{-1}$
DQO filtrada	2484	$\text{mg.L}^{-1}$
Carboidratos	114,1	$\text{mg.L}^{-1}$
Lipídeos	243,88	$\text{mg.L}^{-1}$
Substâncias Húmicas	1619,71	$\text{mg.L}^{-1}$
Proteínas	1490,64	$\text{mg.L}^{-1}$
Alcalinidade	10459	$\text{mg.L}^{-1}$
pH	8,08	$\text{mg.L}^{-1}$
N-NH <sub>4</sub>	2178	$\text{mg.L}^{-1}$
Fósforo	16,4	$\text{mg.L}^{-1}$
ST	12640	$\text{mg.L}^{-1}$
STF	8550	$\text{mg.L}^{-1}$
STV	3910	$\text{mg.L}^{-1}$
SST	234	$\text{mg.L}^{-1}$
SSF	112	$\text{mg.L}^{-1}$
SSV	122	$\text{mg.L}^{-1}$
Ferro	15,6	$\text{mg.L}^{-1}$
Zinco	1	$\text{mg.L}^{-1}$
Cromo	0,8	$\text{mg.L}^{-1}$
Cádmio	<0,02	$\text{mg.L}^{-1}$
Chumbo	<0,2	$\text{mg.L}^{-1}$
Condutividade	26,49	$\text{mS.cm}^{-1}$
COT	1122	$\text{mg.L}^{-1}$
Cloretos	5526	$\text{mg.L}^{-1}$
Turbidez	337	NTU

#### 4.1.4 Abordagem metodológica

O experimento 1 foi dividido em três etapas, cada uma com características próprias. Cada etapa é descrita detalhadamente a seguir.

##### 4.1.4.1 Primeira etapa: alimentação em regime contínuo

A finalidade desta etapa foi avaliar preliminarmente a eficiência das unidades de *wetlands* construídos no tratamento do lixiviado de aterro sanitário e verificar a adaptação da vegetação. Foram estabelecidas 2 condições, denominadas ensaio A e B. O ensaio A teve por objetivo avaliar a adaptação da vegetação às condições ambientais inerentes ao interior do laboratório, independente do lixiviado. O ensaio B buscou avaliar o tratamento do lixiviado em si.

Em ambas, foram instaladas três unidades *wetlands*, em paralelo, cada uma com uma espécie vegetal diferente. Além disso, uma unidade de controle, sem vegetação, foi utilizada no ensaio B, com o objetivo de fornecer dados sobre o sistema sem a influência de vegetação.

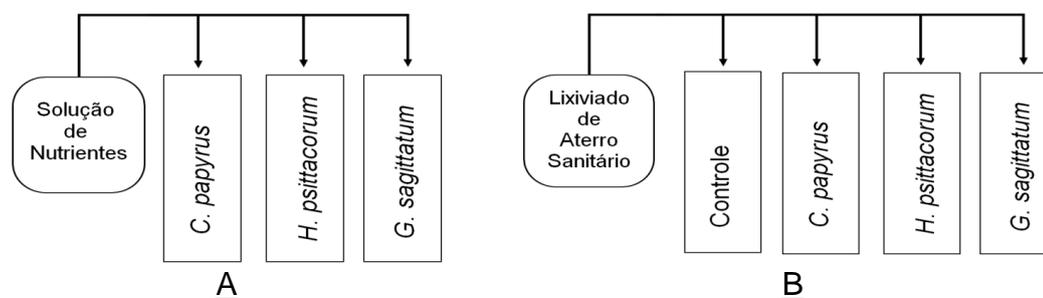
No ensaio A, os *wetlands* foram alimentados com meio de cultura padrão, utilizado em culturas hidropônicas, de acordo com a descrição de Hoagland e Arnon (1950) (Tabela 10), a fim de proporcionar condição apropriada para o crescimento das plantas.

**Tabela 10** – Composição nutricional do meio de cultura

<b>Reagente</b>	<b>Concentração (mg.L<sup>-1</sup>)</b>
Nitrato de Cálcio – Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	1.181
Nitrato de Potássio – KNO <sub>3</sub>	506
Dihidrogenofosfato de Potássio – KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	136
Sulfato de Magnésio – MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	493
Ácido Bórico – H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	2,86
Cloreto de Manganês – MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	1,81
Sulfato de Zinco – ZnSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	0,22
Sulfato de Cobre – CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	0,08
Molibdato de Amônio – (NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>27</sub> .4H <sub>2</sub> O	0,02
Quelato de Ferro – (Fe-EDDHMA)	1,67

Fonte: Hoagland e Arnon (1950).

No ensaio B, as unidades foram alimentadas com lixiviado diluído em água de torneira em diferentes proporções (descrição detalhada a seguir). Os fluxogramas simplificados dos ensaios A e B são mostrados na Figura 21.



**Figura 21** – Fluxograma experimental simplificado do ensaio A e ensaio B

Essa primeira etapa foi dividida em 3 fases. No entanto, antes do início das fases de monitoramento, manteve-se durante 10 dias, apenas para o ensaio B (que seria alimentada com lixiviado), uma fase de aclimação para vegetação, na qual as unidades foram alimentadas com lixiviado diluído em solução feita a base de fertilizante comercial líquido 4.14.8 (o mesmo utilizado para preservar a vegetação) a uma proporção de 1:10 (10% de lixiviado e 90% de solução de fertilizante) com recirculação total. Com isso, buscou-se alterar de maneira gradual a condição inicial da vegetação (preservada com fertilizante) para a alimentação com lixiviado. Para o ensaio A, não ocorreu fase de aclimação, de forma que a vegetação passou da condição de preservação com fertilizante diretamente para alimentação com solução nutritiva hidropônica.

A fase 1 iniciou-se em 13/03/2012, com duração de 21 dias, as unidades do ensaio A foram alimentadas continuamente com solução nutritiva de Hoagland e Amon (1950) sem diluição. As unidades do ensaio B receberam, continuamente, lixiviado diluído em água na proporção de 10% (v/v). A vazão média para os dois ensaios (A e B) foi de  $4,2 \pm 0,8 \text{ L.d}^{-1}$ , com taxa de carregamento volumétrico (CV) de  $0,39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , taxa de carregamento hidráulico (CH) de  $19,1 \pm 3,7 \text{ mm.d}^{-1}$  e tempo de detenção hidráulica (TDH) de  $2,7 \pm 0,6$  dias.

Após 21 dias, visando criar um ambiente mais favorável tanto para o desenvolvimento da biomassa quanto para a vegetação, instalou-se o sistema de dessorção de amônia como pré-tratamento no ensaio B, caracterizando a fase 2. Assim, antes de o lixiviado armazenado ser utilizado ele era aerado durante 5 dias, com a finalidade de eliminar parte do nitrogênio amoniacal, presente em concentração elevada no lixiviado bruto ( $2178 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Após dessorção, o valor de pH encontrava-se acima de 8, sendo, portanto, ajustado para 7 (com solução de HCl 1N). Além disso, para o ensaio A, optou-se por diluir a solução nutritiva em água na proporção de 50% (v/v), para reduzir acúmulo de nitratos. Para ambas os ensaios a vazão média foi de  $2,6 \pm 0,5 \text{ L.d}^{-1}$ , com CV de  $0,25 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , CH de  $12,1 \pm 2,3 \text{ mm.d}^{-1}$  e TDH de  $4,3 \pm 1$  dias. Essa fase teve duração total de 42 dias.

A fase 3 iniciou-se com diminuição da diluição do lixiviado em água, para o ensaio B, para valor de 20% (v/v). O ensaio A manteve-se sem alteração. Para ambas as ensaios a vazão média foi de  $2,1 \pm 0,2 \text{ L.d}^{-1}$ , com CV de  $0,19 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , CH de  $9,4 \pm 0,9 \text{ mm.d}^{-1}$  e TDH de  $5,3 \pm 0,5$  dias. O sistema operou nessas condições por 19 dias, quando se optou por alterar o tipo de operação do sistema, iniciando-se a segunda etapa do experimento 1. A Tabela 11 apresenta os parâmetros de operação de cada fase e a Figura 22 apresenta a configuração das fases ao longo do tempo.

**Tabela 11** – Parâmetros operacionais para fases 1, 2 e 3 (primeira etapa) para os ensaios A e B.

Parâmetros	Fase 1 (n=12)	Fase 2 (n=16)	Fase 3 (n=4)	Unidade
Vazão	$4,2 \pm 0,8$	$2,6 \pm 0,5$	$2,1 \pm 0,2$	$\text{L.d}^{-1}$
CV	0,39	0,25	0,19	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$
CH	$19,1 \pm 3,7$	$12,1 \pm 2,3$	$9,4 \pm 0,9$	$\text{mm.d}^{-1}$
TDH	$2,7 \pm 0,6$	$4,3 \pm 1$	$5,3 \pm 0,5$	d
Duração	21	42	19	d
Regime hidráulico	Contínuo	Contínuo	Contínuo	-
Lixiviado	10	10	20	%
Meio nutritivo	100	50	50	%

Onde: CV: carga volumétrica, CH: carga hidráulica/taxa de aplicação superficial, TDH: tempo de detenção hidráulica, n: número amostral, lixiviado: apenas para o ensaio B, meio nutritivo: apenas para o ensaio A.

	Fase 1	Fase 2	Fase 3
<b>Ensaio A</b>	Meio nutritivo: 100%	Meio nutritivo: 50%	Meio nutritivo: 50%
<b>Ensaio B</b>	Pré-tratamento: não Lixiviado: 10% Ajuste de pH: não	Pré-tratamento: dessorção Lixiviado: 10% Ajuste de pH: 7,5	Pré-tratamento: dessorção Lixiviado: 20% Ajuste de pH: 7,5
Dias	0	31	79
			104

**Figura 22** – Desenho experimental da primeira etapa ao longo do tempo

#### 4.1.4.2 Segunda etapa: alimentação em regime de recirculação

A segunda etapa (ou fase 4), teve por finalidade avaliar a influência do TDH na transformação dos compostos de maior interesse, através de um regime de alimentação por recirculação. Ela ocorreu em sequência direta da etapa anterior. Nesta fase, optou-se por descontinuar o ensaio A, uma vez que a avaliação da adaptação da vegetação foi realizada ao longo da etapa anterior

Para o ensaio B, o lixiviado foi recirculado nos *wetlands* durante 21 dias. Cada ciclo de recirculação teve duração de 7 dias, totalizando 3 ciclos. Os *wetlands* foram, no primeiro momento, alimentados com lixiviado diluído (20% de lixiviado para 80% de água de torneira) após dessorção de amônia, com pH ajustado para 7,5 (as mesmas características da fase 3, da etapa anterior); Após isso, iniciou-se o ciclo de recirculação com a seguinte sequência: (1) coleta e armazenamento do efluente de cada unidade durante 7 dias; (2) alimentação dos *wetlands* com o efluente armazenado, fechando o ciclo. Assim, buscou-se verificar as transformações que ocorreram no lixiviado a cada 7 dias, simulando o aumento de TDH.

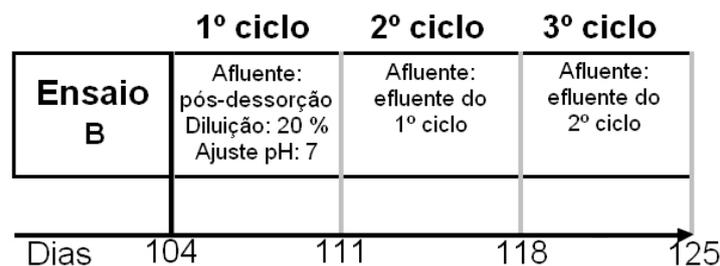
A vazão média foi de  $2,25 \text{ L.dia}^{-1}$  com TDH médio de 4,7 dias. A CV e a CH nos sistemas foram de  $0,21 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  e  $10,7 \text{ mm.d}^{-1}$ , respectivamente. O lixiviado efluente foi coletado para avaliação no 1º dia de operação da fase 4 e ao fim de cada ciclo (7º, 14º e 21º dia), buscando-se verificar as

transformações que ocorreram no lixiviado a cada 7 dias, de forma semelhante ao realizado por Akinbile *et al.* (2012). Após 21 dias, por conta da evapotranspiração, o volume de lixiviado efluente foi reduzido, tornando-se inviável iniciar o quarto ciclo. A Tabela 12 apresenta os parâmetros operacionais e a Figura 23 resume as características da segunda etapa (fase 4).

**Tabela 12** – Parâmetros operacionais da fase 4 (segunda etapa)

Parâmetros	Fase 4	Unidade
Vazão	2,25	L.d <sup>-1</sup>
CV	0,21	m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
CH	10,7	mm.d <sup>-1</sup>
TDH	4,7	d
Duração	21	d
Regime hidráulico	recirculação	-
Lixiviado	20	%

Onde: CV: carga volumétrica, CH: carga hidráulica/taxa de aplicação superficial, TDH: tempo de detenção hidráulica.



**Figura 23** – Desenho experimental da segunda etapa ao longo do tempo

#### 4.1.4.3 Terceira etapa: unidades operadas em série

A finalidade da terceira etapa foi avaliar, em condição de oferta de nutrientes, a influência do TDH no comportamento do sistema ao longo do tempo. Para tanto, acoplou-se uma unidade *wetland* adicional, com as mesmas características da original, configurando duas unidades operadas em série. Além disso, na entrada do sistema, proveu-se, com taxa de 1 mL.L<sup>-1</sup>, solução de micronutrientes descrita por Germirli *et al.* (1991), com a finalidade de garantir elementos necessários ao desenvolvimento de

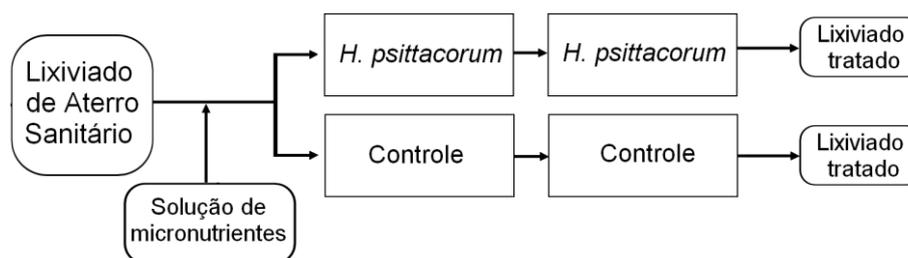
biofilme. A composição da solução de micronutrientes é apresentada na Tabela 13

**Tabela 13** – Composição da solução de micronutrientes

Composto	Fórmula	Quantidade	Unidade
Cloreto de ferro III	FeCl <sub>3</sub>	2	g.L <sup>-1</sup>
Cloreto de zinco	ZnCl <sub>2</sub>	0,05	g.L <sup>-1</sup>
Cloreto de cobre dihidratado	CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,03	g.L <sup>-1</sup>
Cloreto de manganês tetrahidratado	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	0,5	g.L <sup>-1</sup>
Molibdato de amônio tetrahidratado	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> MO <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	0,05	g.L <sup>-1</sup>
Cloreto de níquel hexahidratado	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,05	g.L <sup>-1</sup>
Cloreto de alumínio	AlCl <sub>3</sub>	0,05	g.L <sup>-1</sup>
Cloreto de cálcio hexahidratado,	CaCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2	g.L <sup>-1</sup>
Ácido bórico	H <sub>3</sub> BO <sub>4</sub>	0,01	g.L <sup>-1</sup>
Ácido clorídrico	HCl	1	mL.L <sup>-1</sup>

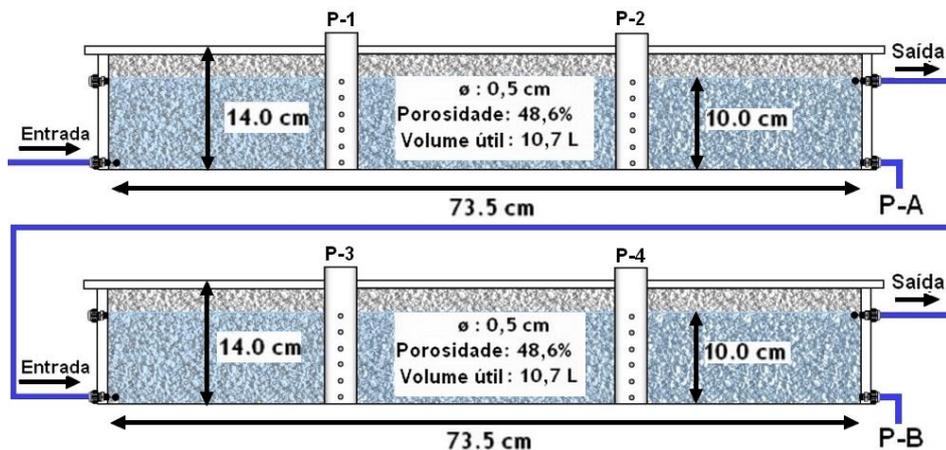
Fonte: Germirli *et al.* (1991)

A terceira etapa iniciou-se no dia 18/01/2013, após 181 dias do encerramento da anterior, período no qual os *wetlands* foram mantidos recebendo lixiviado diluído (20%) visando manter a microbiota desenvolvida até então. Foram monitoradas as unidades controle e plantada com *Heliconia* (HP), cuja vegetação apresentou maior tolerância às condições experimentais. A vegetação foi mantida em seu estado original, sem replantio ou poda, pois não ocorreu crescimento significativo. A Figura 24 apresenta o fluxograma experimental para essa etapa.



**Figura 24** – Fluxograma experimental simplificado da terceira etapa

O lixiviado, após dessorção, era diluído em água de torneira na taxa de 30% (v/v). As amostras para análise do efluente foram coletadas na saída da primeira unidade (P-A) e na saída da segunda unidade (P-B). O desenho esquemático dos *wetlands* construídos em série é apresentado na Figura 25.



**Figura 25** – Desenho esquemático do sistema de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal operados em série: P-1, P-2, P-3, P-4 – tubos para monitoramento de parâmetros ambientais e visualização do nível de água; P-A – ponto de coleta de efluente da primeira unidade, P-B – ponto de coleta de efluente da segunda unidade.

Essa etapa foi dividida em duas fases: (fase 5) sem ajuste de pH; e (fase 6) com ajuste de pH para 7,5 (com HCl 1N). Em termos de cargas hidráulicas, as duas fases tiveram características muito semelhantes, com variações decorrentes do funcionamento da bomba dosadora. A fase 5, com duração total de 36 dias, teve vazão média de  $2,6 \pm 0,2 \text{ L.d}^{-1}$ , CV de  $0,25 \pm 0$   $\text{m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , CH de  $12,1 \pm 1 \text{ mm.d}^{-1}$  e TDH global de  $8,1 \pm 0,7$  dias. A fase 6, com duração de 59 dias, teve vazão média de  $2,5 \pm 0,8 \text{ L.d}^{-1}$ , com CV de  $0,23 \pm 0$   $\text{m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , CH de  $11,4 \pm 4 \text{ mm.d}^{-1}$  e TDH global de  $9,9 \pm 3$  dias. A Tabela 14 apresenta as características operacionais das duas fases.

**Tabela 14** – Parâmetros operacionais das fases 5 e 6 (terceira etapa)

Parâmetros	Fase 5 (n=16)	Fase 6 (n=26)	Unidade
Vazão	$2,6 \pm 0,2$	$2,5 \pm 0,8$	$\text{L.d}^{-1}$
CV	$0,25 \pm 0,02$	$0,23 \pm 0,08$	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$
CH	$12,1 \pm 1$	$11,4 \pm 4$	$\text{mm.d}^{-1}$
TDH	$8,1 \pm 0,7$	$9,9 \pm 3$	d
Duração	36	59	d
Regime Hidráulico	contínuo	contínuo	-
Lixiviado	30	30	%

#### 4.1.4.4 Análises estatísticas

Os dados da terceira etapa experimental foram submetidos a tratamento estatístico com auxílio do programa Minitab<sup>®</sup> 16.1.0. Como os dados não apresentaram distribuição normal, optou-se pelo teste de Mann-Whitney para comparar pares de amostras, que é um teste não paramétrico de hipóteses para determinar se duas populações tem a mesma média da população ( $\eta$ ). O teste faz as seguintes premissas: I- as populações de interesse tem a mesma forma; II- as populações são independentes. Nesta etapa, foram testadas hipóteses para verificar se os dados obtidos para cada unidade eram diferentes ( $\eta_1 \neq \eta_2$ ) com nível de confiança de 95%.

### 4.2 EXPERIMENTO 2: REATOR BIOLÓGICO DE LEITO MÓVEL EM ESCALA PILOTO

#### 4.2.1 Local de estudo

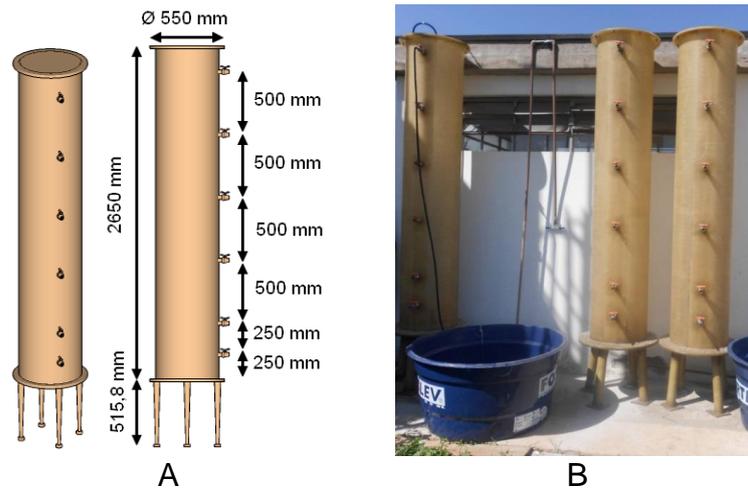
O sistema piloto de tratamento de lixiviado de aterro sanitário foi instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) na Escola de Artes Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). O reservatório e as unidades de tratamento foram instalados ao lado do sistema de tratamento de esgotos já existente, aproveitando parte da instalação elétrica, hidráulica e civil do mesmo. As unidades pilotos foram instaladas para operar independentemente das unidades da ETE.

#### 4.2.2 Configuração das unidades de tratamento

O sistema, em escala piloto, é composto por uma torre de dessorção de amônia, seguido por um reator biológico de leito móvel (RBLM) e um biofiltro anóxico. As três unidades de tratamento foram construídas utilizando como base o mesmo modelo cilíndrico de torre em fibra de vidro<sup>2</sup> (Figura 26 A e B).

---

<sup>2</sup> Confeccionado pela empresa US FIBER LTDA



**Figura 26** – Desenho (A) e foto (B) das torres em fibra de vidro

O bombeamento de lixiviado das três unidades foi realizado por cinco bombas tipo diafragma dosadora (“netsch / pulsafeeder” de 110 V, 50/60 Hz), com vazão regulável de 0,3 a 30,3 L.h<sup>-1</sup> e pressão manométrica de 3,0 bar. A aeração do sistema de dessorção de amônia e do RBLM foi realizada por um compressor radial (de 4 CV, 220/380 Volts - 60HZ - 2 Pólos) com vazão máxima de 4,2 m<sup>3</sup>/min e pressão máxima de 3,4 m.c.a (Figura 28 A) .

#### 4.2.2.1 Sistema de dessorção de amônia

O sistema de dessorção de amônia possui como principal objetivo remover nitrogênio amoniacal para concentrações não tóxicas ao tratamento biológico. O sistema foi dimensionado com volume total de 520 L para operar na configuração de torre de arraste, com gotejamento de lixiviado na parte superior e contracorrente de ar. O fluxo de ar foi distribuído na parte inferior da torre por difusor feito com tubulação de PVC montado em formato “H”, com orifícios de 10 mm espalhados por toda a peça (Figura 28 B).

O tanque foi completamente preenchido com material inerte, tipo anel Pall (características na Tabela 15 e Figura 27), visando dispersar melhor o líquido e assim aumentar a superfície de contato das gotas de lixiviado. O volume útil considerando o preenchimento foi de 488 L.

**Tabela 15 – Características da mídia anel pall**

<b>Características</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
Dimensão	38	mm
Espaço livre	94	%
Superfície específica	127	m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup>
Unidades por volume	12.120	peças.m <sup>-3</sup>
Massa específica	52	kg.m <sup>-3</sup>

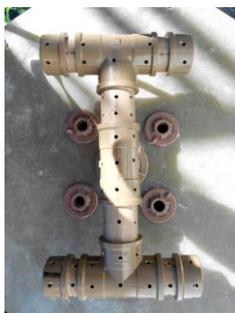


**Figura 27** – Fotografia do recheio anel pall

Após a torre de dessorção, havia um reservatório de 500 L para o armazenamento do efluente e encaminhamento para a unidade de tratamento subsequente, ou recirculação para a torre de dessorção.



A



B



C

**Figura 28** – Compressor radial (A); difusor da torre de dessorção (B) e do RBLM (C)

#### 4.2.2.2 Reator biológico de leito móvel (RBLM) e biofiltro anóxico

O RBLM foi dimensionado para operar como um sistema aeróbio de tratamento, visando remoção de matéria orgânica biodegradável e oxidação de N-NH<sub>4</sub>. O volume total de trabalho era de 392 L, possuindo um volume adicional de 110 L para evitar perda de efluente por formação de espuma ou qualquer tipo de falha na operação.

O tanque foi preenchido com anel Pall na porcentagem de 50%, visando movimentação do mesmo por todo o interior do reator. Considerando o preenchimento, o volume útil é de 380 L. Além disso,

instalou-se uma grade para reter o anel pall no interior do reator. A distribuição de ar, através de difusor em PVC com orifícios de 2 mm (Figura 28 C), e a alimentação de lixiviado foram realizadas na parte inferior do reator.

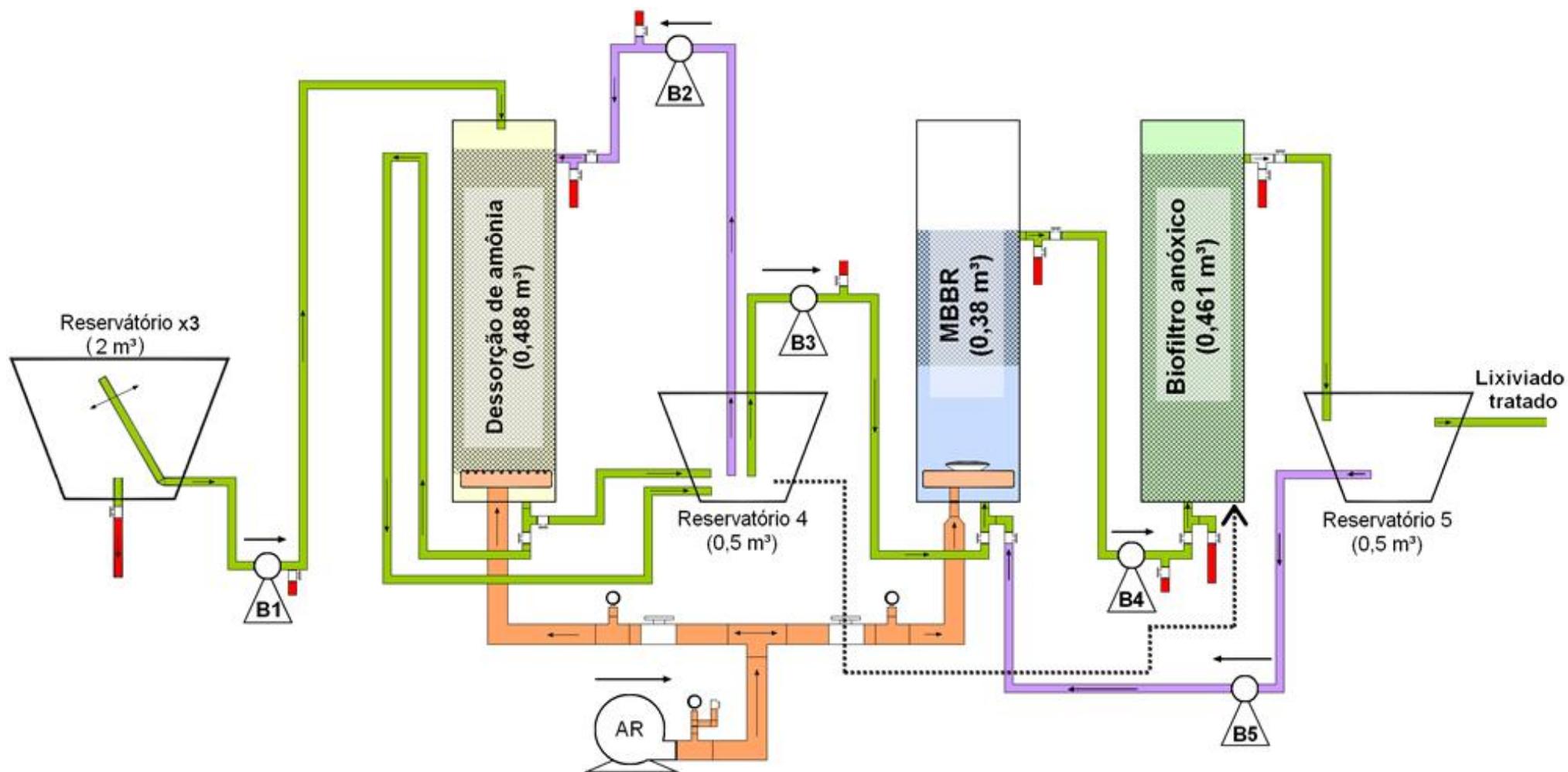
O biofiltro anóxico foi instalado com o objetivo de complementar o tratamento realizado pelo RBLM, visando desnitrificação. O reator foi 100% preenchido pela mídia Pall, resultando em volume útil de 461 L. A alimentação foi feita em fluxo ascendente. Instalou-se uma caixa d'água de 500 L para armazenamento do efluente final. A Figura 29 mostra o RBLM e o biofiltro anóxico operando depois de instalados e a Figura 30 mostra o layout experimental do sistema.

**Tabela 16** – Características da torre de dessorção, RBLM e filtro anóxico

<b>Característica</b>	<b>Torre de dessorção</b>	<b>RBLM</b>	<b>Filtro Anóxico</b>
Material	Fibra de vidro	Fibra de vidro	Fibra de vidro
Forma	Cilíndrica	Cilíndrica	Cilíndrica
Altura (m)	2,65	2,65	2,65
Diâmetro (m)	0,5	0,5	0,5
Volume útil (L)	488	380	461
Recheio	anel pall	anel pall	anel pall
Preenchimento (%)	100	50	100



**Figura 29** – RBLM e biofiltro anóxico operando após instalação



**Figura 30** – Layout experimental do sistema de tratamento com linhas de lixiviado (verde); ar (laranja); recirculação (lilás); fonte de carbono para desnitrificação (pontilhado); e pontos de coleta de amostra (vermelho)

#### 4.2.3 Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado utilizado no experimento 2 foi coletado no Aterro Sanitário CTR Caieiras, administrado pela empresa Essencis, localizado na cidade de Caieiras (coordenadas geográficas: -23° 21' 45.88" S, -46° 47' 1.54" W), Região Metropolitana de São Paulo. O lixiviado coletado era proveniente das células novas do aterro, que começaram a receber resíduos a partir de 2011. O lixiviado foi armazenado em condição ambiente utilizando-se três tanques de 2 m<sup>3</sup> (caixas d'água comerciais) interconectados.

Foram recebidos dois lotes de lixiviado provenientes das células novas do aterro (possivelmente entre a fase ácida ou metanogênica inicial), no entanto a geração destes lixiviados ocorreu em períodos diferentes do ano, resultando em diferenças em sua composição (Tabela 17 ).

**Tabela 17 – Características físico-químicas do lixiviado bruto**

Parâmetro	1º Lote (12/05)		2º Lote (12/11)		Unidade
	n	Média	n	Média	
DQO <sub>(filtrada)</sub>	4	5.573±183	6	1.523±26	mg.L <sup>-1</sup>
DBO	1	2.738	-	-	mg.L <sup>-1</sup>
Alcalinidade	1	8.520	2	3.978±37	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
Carbono Inorgânico	4	1.732±19	-	-	mg.L <sup>-1</sup>
Carbono Orgânico Total	4	2.142±141	2	507±3	mg.L <sup>-1</sup>
Condutividade	-	-	2	14,4±0,1	mS.cm <sup>-1</sup>
Cor Aparente	4	5.113±18	-	-	PtCo
Cor Real	4	3.433±86	3	2.604±232	PtCo
Fosfato	4	1,4±0,5	4	1,5±0,1	mg P.L <sup>-1</sup>
Fósforo Total	2	5,2±1	3	2,9±0	mg P.L <sup>-1</sup>
N-amoniacoal	4	1.370±5	3	515±30	mg N.L <sup>-1</sup>
Nitrato	4	34,3±0,6	6	13,1±1	mg N.L <sup>-1</sup>
Nitrito	2	0,2±0,2	2	<0,002±0	mg N.L <sup>-1</sup>
Nitrogênio Total de Kjeldhal	-	-	4	679±18	mg N.L <sup>-1</sup>
Oxigênio Dissolvido	-	-	2	0±0	mg.L <sup>-1</sup>
pH	2	9±0,1	2	9,1±0	-
Salinidade	-	-	2	8,4±0,1	PSU
SSF	-	-	3	77,9±43	mg.L <sup>-1</sup>
SST	2	1.672±1118	3	96,7±30	mg.L <sup>-1</sup>
SSV	-	-	3	19±13	mg.L <sup>-1</sup>
ST	2	12.504±808	3	9.188±4	mg.L <sup>-1</sup>
STF	2	9.588±809	3	7.927±184	mg.L <sup>-1</sup>
STV	2	2.916±0,7	3	1.261±188	mg.L <sup>-1</sup>
Turbidez	2	306±150	2	36,5±0,1	NTU

O primeiro lote foi recebido no dia 14/05/2013, durante o período de menor precipitação pluviométrica, enquanto o segundo lote foi recebido em 12/11/2013, durante a estação com maior precipitação daquele ano, o que resultou, provavelmente, na maior diluição dos compostos, observada pelas menores concentrações.

#### 4.2.4 Abordagem metodológica

O experimento 2 foi iniciado em fase preliminar de avaliação. Ao longo do período, surgiram problemas técnicos na instalação da estação piloto, falhas no compressor radial, tornando o fornecimento de ar inoperante, o que inviabilizou a continuidade do estudo além da fase de avaliação preliminar. Assim, a seguir são descritas as características operacionais do sistema pretendidas para a fase inicial de monitoramento. A definição das características do sistema RBLM (dimensões, preenchimento, meio suporte, etc.), apresentadas anteriormente, foi baseada na literatura especializada na área (Welander *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2012). A partir destas características, definiu-se a operação do sistema com base na carga orgânica superficial (COS). As características pretendidas para a etapa inicial de partida do experimento são apresentadas na Tabela 18

**Tabela 18** – Características de operação do RBLM

<b>Característica</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
Concentração de DQO afluente	5573	mg.L <sup>-1</sup>
Volume do reator	0,392	m <sup>3</sup>
Superfície específica do anel pall	127	m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup>
Preenchimento	50	%
Área total do meio suporte	25	m <sup>2</sup>
Espaço livre do material suporte	94	%
Volume útil do reator	0,381	m <sup>3</sup>
Carga orgânica superficial	8,0	gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>
Carga orgânica volumétrica	0,52	kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
Vazão diária	0,036	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>
Tempo de detenção hidráulica	10,7	d

Com base em outros estudos realizados com essa tecnologia e com as características de grande concentração de matéria orgânica próprias do lixiviado, optou-se por iniciar o estudo com uma COS de  $8 \text{ gDQOm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , a qual seria progressivamente elevada ao longo do experimento para avaliar a capacidade de tratamento do sistema RBLM.

#### 4.2.4.1 Etapa de adaptação

Visando auxiliar o desenvolvimento do biofilme no RBLM, optou-se por dar a partida com inóculo de lodo em condições favoráveis para o desenvolvimento do mesmo ao lixiviado. No dia 19/09/2013, iniciou-se esta etapa, com preenchimento do RBLM com água de torneira, inoculação com lodo ativado e partida do reator com alimentação de lixiviado. O lodo ativado foi coletado na ETE São Miguel, na cidade de São Paulo, que opera com idade do lodo de 5 dias e relação A/M de  $0,2 \text{ kgDBO.kgSSV}^{-1}$ . Adicionou-se 100 L do lodo, com concentração de  $3000 \text{ mgSST.L}^{-1}$ , no RBLM.

Em relação à alimentação com lixiviado, buscou-se alcançar 100% de lixiviado no interior do RBLM após 30 dias, de forma que a mudança de água para lixiviado ocorresse de maneira gradual, semelhante ao realizado por Moravia (2007). Para tanto, a alimentação de lixiviado, após pré-tratamento na torre de dessorção de amônia, foi determinada visando TDH de 30 dias, com taxa de alimentação de  $13 \text{ L.d}^{-1}$ .

Para reduzir o choque no lodo ativado, iniciou-se a adaptação com acréscimo de quantidade constante de fonte de carbono facilmente biodegradável e solução de micro e macronutrientes. A alimentação do RBLM foi mantida nessas condições durante 12 dias.

A fonte de carbono selecionada para adaptação foi etanol combustível comercial, com DBO de  $1.245.000 \text{ mg.L}^{-1}$  e DQO de  $1.565.166,0 \pm 38.166 \text{ mg.L}^{-1}$ , semelhante ao relatado por Contrera (2008). Visando estabelecer uma relação inicial entre lodo (SST) e DQO próxima de 1:1, iniciou-se a alimentação com

vazão de etanol 244 mL.d<sup>-1</sup>. A taxa de aplicação superficial considerando a carga de DQO somada do lixiviado e do etanol foi de 6,3 kgDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

A solução de micronutrientes utilizada foi a mesma apresentada no experimento 1 (Tabela 13 ). A alimentação respeitou a taxa inicial de 0,1 mL por L de lixiviado, resultando em 1,3 mL.d<sup>-1</sup>. A solução de macronutrientes, de Germirli *et al.* (1991) (composição detalhada na Tabela 19 ), foi adicionada à taxa de 10 mL.L<sup>-1</sup> de lixiviado, resultando em 130 mL.d<sup>-1</sup>.

**Tabela 19 – Composição da solução de macronutrientes**

<b>Composto</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Concentração (g.L-1)</b>
Hidrogenofosfato de Potássio	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1,5
Fosfato de Potássio Dibásico	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	6,5
Cloreto de Amônio	NH <sub>4</sub> Cl	5
Sulfeto de Sódio Monohidratado	Na <sub>2</sub> S.9H <sub>2</sub> O	0,5
Cloreto de Cálcio Anidro	CaCl <sub>2</sub>	1
Cloreto de Magnésio	MgCl <sub>2</sub>	1

Fonte: Germirli *et al.* (1991)

#### 4.2.4.2 Etapa de monitoramento preliminar

Após adaptação manteve-se a mesma vazão da etapa anterior (13 L.d<sup>-1</sup>). O sistema foi monitorado nessas condições por 36 dias. Porém, no dia 09/01/2014, a EACH-USP, onde o sistema piloto foi instalado, foi interditada por ordem judicial devido a questões relacionadas a contaminação do solo, impedindo o acesso público ao campus da universidade, local do estudo. Por conta disso, necessitou-se encerrar o monitoramento e terminar o experimento ainda na etapa inicial.

### 4.3 ANÁLISES DE LABORATÓRIO E TRATAMENTO DOS DADOS

A maior parte das metodologias analíticas para ambos os experimentos foi realizada no laboratório de saneamento do Centro Multidisciplinar de Pesquisa da EACH. A caracterização do lixiviado do experimento 1 foi realizada no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. As análises de nitrogênio amoniacal, NTK e COT realizadas

para caracterização do segundo lote de lixiviado do experimento 2, foram realizadas no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

A Tabela 20 apresenta os parâmetros físico-químicos de monitoramento do sistema, a frequência e o método analítico empregado. As análises físico-químicas convencionais foram realizadas com base no Standard Methods (APHA, 2008) ou através de Kits (HACH), utilizando-se espectrofotômetro (HACH-DR5000). No caso das metodologias para determinação de lipídios, proteínas, substâncias húmicas, carboidratos e DBO, há indicação do método/adaptado.

**Tabela 20** – Parâmetros de monitoramento e métodos utilizados para determinação de qualidade da água

Parâmetro	Método	Código/Referência
Oxigênio Dissolvido	Eletrométrico	4500-O G
pH	Eletrométrico	4500-H <sup>+</sup> B
Condutividade elétrica	Eletrométrico	2510
Turbidez	Nefelométrico	2130
Série de Sólidos	Gravimétrico	2540
Alcalinidade	Titulométrico	2320
DQO	Refluxo fechado	5220 D
Carbono Orgânico Total	Combustão de alta temperatura	5310 B
Nitrogênio Total de Kjeldhal	Macro Kjeldhal	4500-N <sub>org</sub> B
Nitrogênio Total	Digestão de persulfato	10072 (HACH)
Nitrogênio Amoniacal	Destilação e titulometria / Salicilato	4500-NH <sub>3</sub> C / 8155 (HACH)
Nitrito	Diazotização	8507 (HACH)
Nitrato	Espectrofotometria ultravioleta	4500-NO <sub>3</sub> B
P-Total	Ácido ascórbico	10210 (HACH)
Fosfato	Ácido ascórbico	8048 (HACH)
Cor Aparente	Espectrofotometria	10048 (HACH)
Cor Real	Espectrofotometria	10048 (HACH)
Lipídios	Método de Postma adaptado	Postma e Stroes (1968)
Proteínas	Método de Lowry	Lowry <i>et al.</i> (1951)
Substâncias Húmicas	Método de Lowry modificado	Lowry <i>et al.</i> (1951)
Carboidratos	Método de Dubois	Dubois <i>et al.</i> (1956)
DBO	Manométrico	Oxitop IS12

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados e discutidos os resultados gerados pelos experimentos realizados. Ressalta-se que o experimento 2 foi prejudicado devido a problemas na instalação e à interdição judicial do campus da EACH-USP, local do estudo. Esses problemas causaram retardamentos e interrupções na operação do sistema, inviabilizando a continuidade do estudo além da fase preliminar do experimento, o que resultou na impossibilidade de gerar uma base consistente de dados para proporcionar informações e discussões conclusivas. Por conta disso, optou-se por apresentar primeiramente os dados referentes ao experimento 2 e focar o presente capítulo na discussão dos resultados gerados pelo experimento 1.

### 5.1 EXPERIMENTO 2: REATOR BIOLÓGICO DE LEITO MÓVEL EM ESCALA PILOTO

Aqui são apresentados e discutidos os dados gerados no experimento 2 para a fase de adaptação e fase preliminar de monitoramento.

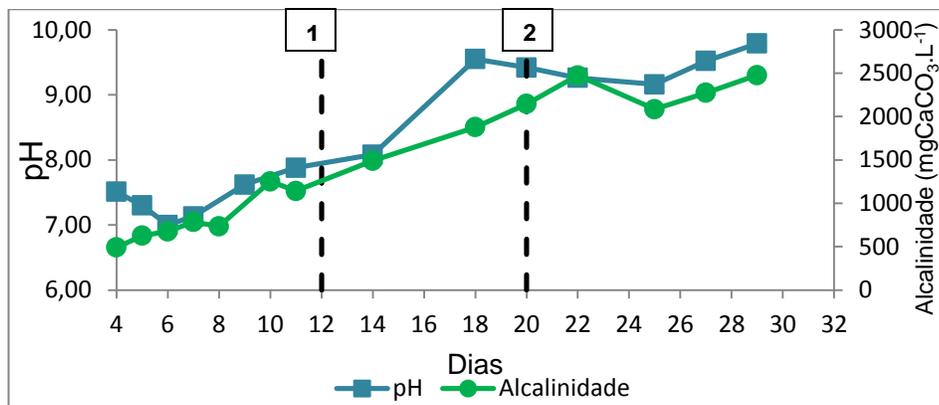
#### 5.1.1 Fase de adaptação

A seguir são apresentados os dados referentes ao lixiviado coletado no interior do RBLM ao longo do período de adaptação. A alimentação de lixiviado ocorreu de forma que a proporção do mesmo (em relação à água) passasse de 0% a 100% em 30 dias.

No 12º dia da fase de adaptação, ocorreu a primeira falha no compressor radial. Devido à instalação incorreta da linha de ar, o compressor trabalhou em condições inadequadas, causando superaquecimento seguido de travamento do motor. O sistema manteve-se sem alimentação de ar por 24 horas, até que o equipamento fosse substituído. No 14º dia após início da primeira fase da etapa de adaptação, iniciou-se a segunda fase, com a redução gradativa da

alimentação de etanol e nutrientes. No 20º dia, ocorreu uma queda de energia por 4,5 horas, interrompendo a alimentação de ar.

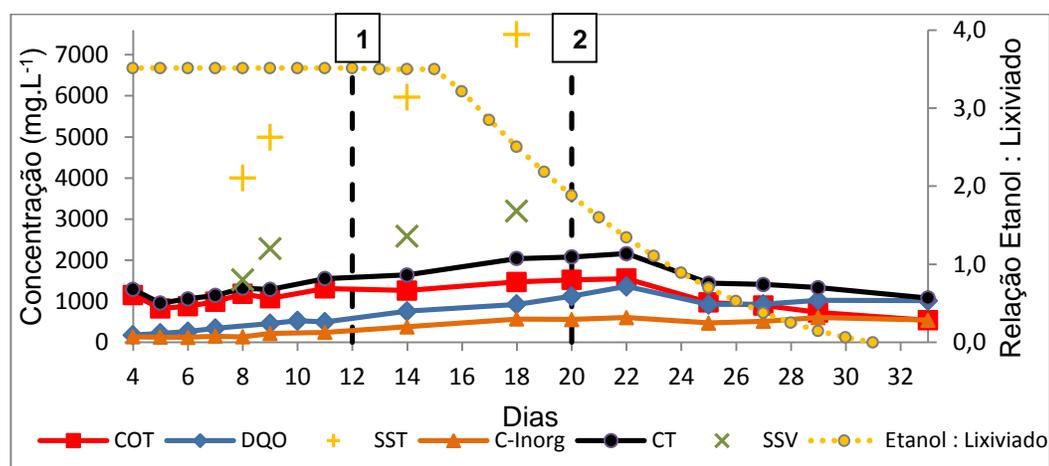
A Figura 31 apresenta a variação de pH e alcalinidade ao longo do período de adaptação. É possível verificar o aumento gradual de ambos os parâmetros, devido ao aumento da concentração de lixiviado no tanque. A adaptação iniciou-se com pH na faixa de 7 a 7,5 alcançando o valor de 9,8, ao final do processo. Em relação à alcalinidade, ocorreu aumento de 491 mg.L<sup>-1</sup> até 2577 mg.L<sup>-1</sup>.



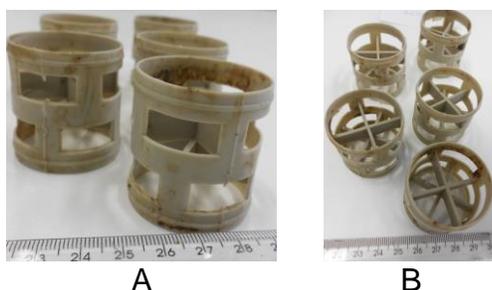
**Figura 31** – Variação do pH e alcalinidade ao longo do período de adaptação; [1] momento em que ocorre o defeito no soprador e [2] queda de energia, interrompendo a aeração por 24 horas e 4,5 horas, respectivamente.

A Figura 32 apresenta, a partir de amostras coletadas no interior do reator, as concentrações de Carbono Orgânico Total (COT) Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQO<sub>(f)</sub>), Carbono Inorgânico (C-Inorg), Carbono Total (CT), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e a relação de carga orgânica de entrada entre etanol e lixiviado no período de adaptação. É possível verificar o aumento da concentração de todos os parâmetros até o 22º dia. A partir do dia 22, a relação de carga orgânica entre etanol e lixiviado aproximou-se de 1:1 e, gradualmente, foi reduzida até 0:1. Nesse período, é possível notar a redução da concentração de COT e TC até 537 e 1200 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente, e estabilização da concentração de DQO<sub>(f)</sub> para faixa de 920 a 1024 mg.L<sup>-1</sup>.

Ressalta-se que a adaptação ocorreu de maneira instável em relação à operação do reator, devido a problemas relacionados à instalação do sistema piloto. No entanto, uma possível explicação para o comportamento descrito acima é pelo desenvolvimento da biomassa, que, após redução da alimentação de etanol, passou a degradar de maneira mais efetiva a matéria orgânica proveniente do lixiviado. A elevação da concentração de SSV de 1525 para 3196  $\text{mg.L}^{-1}$ , indica que ocorreu desenvolvimento da biomassa suspensa no interior do reator, embora não tenha sido verificado desenvolvimento de biomassa aderida aos anéis Pall no mesmo grau (Figura 33).



**Figura 32** – Concentração de COT, DQO, C-Inorg, CT, SST e SSV e relação de carga orgânica de entrada entre etanol e lixiviado ao longo do período de adaptação; [1] defeito no soprador e [2] queda de energia, interrompendo a aeração por 24 e 4,5 horas, respectivamente

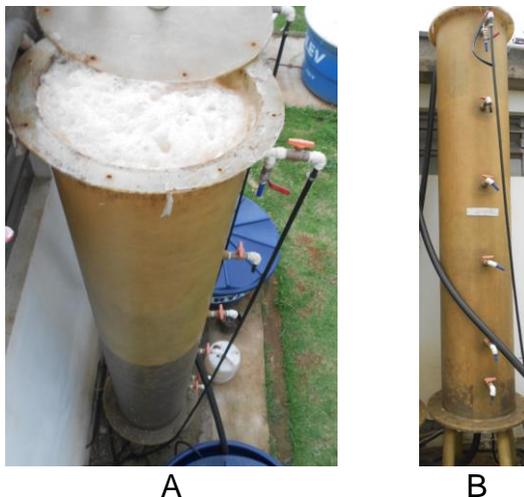


**Figura 33** – Anéis Pall coletados do interior do RBLM no 33º dia da fase de adaptação.

### 5.1.2 Fase de monitoramento preliminar

Devido aos problemas citados anteriormente, a fase preliminar de monitoramento foi breve e marcada por grande instabilidade na operação do sistema piloto. O sistema foi mantido com alimentação de lixiviado integral por 18 dias, período em que o compressor radial começou a apresentar instabilidade na alimentação de ar.

No dia 07/11/2013, quando se planejou iniciar o monitoramento, devido a uma instabilidade na vazão de alimentação de ar, resultando em acréscimo da vazão de ar no RBLM, ocorreu, durante a noite, demasiada formação de espuma, com perda gradual de lixiviado na parte superior do reator. A perda de conteúdo reduziu continuamente a coluna d'água, diminuindo a pressão de trabalho do compressor e aumentando a vazão de ar no tanque, o que culminou em maior formação de espuma e perda de praticamente todo o lixiviado (Figura 34).



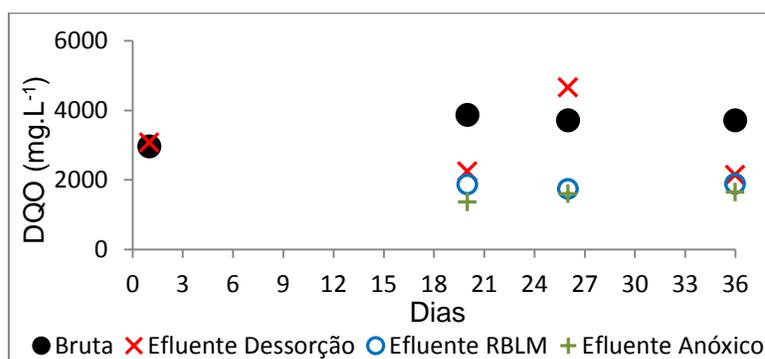
**Figura 34** – Grande formação de espuma (A), resultando na perda do conteúdo líquido do reator (B)

No dia 09/01/2014, a EACH-USP, onde o sistema piloto foi instalado, foi interditada por ordem judicial devido a questões relacionadas a contaminação do solo, impedindo o acesso ao estudo. A interdição ocorreu sem aviso prévio

formal da universidade, de forma que não houve possibilidade de desligar os equipamentos e abrigá-los de maneira adequada. Assim, o sistema operou, sem qualquer manutenção e monitoramento por 20 dias, quando foi possível adentrar a unidade através de autorização especial. Nesta ocasião, o sistema foi desligado em função de manutenção, pois se verificou obstrução da entrada de ar do compressor por acúmulo de poeira.

Porém, o soprador ao ser religado apresentou falha, com travamento do rotor e queima do motor, possivelmente causado por conta do período que operou em más condições (com a entrada de ar obstruída). Buscou-se contratação de empresa especializada para manutenção do equipamento, no entanto, devido à situação na qual a EACH se encontrava, todo o processo foi dificultado. O equipamento parcialmente consertado retornou após 30 dias, prejudicando de maneira irreversível a execução prevista no cronograma do experimento 2.

Assim, os resultados apresentados a seguir (Figura 35), contemplam o dia de início da fase de monitoramento preliminar e os dados gerados após 20 dias, com amostras coletadas na saída de cada unidade. Ressalta-se que neste intervalo de 20 dias, o sistema encontrou-se em manutenção, com execução dos reparos e alterações.



**Figura 35** – Concentração de DQO do lixiviado bruto e efluente da torre de dessorção, RBLM e biofiltro anóxico durante monitoramento preliminar

Embora os dados obtidos não sejam numerosos e apresentem relativa dispersão, verificou-se remoção de DQO na torre de dessorção da ordem de 42%. Em sistemas de dessorção de amônia, parte dos compostos orgânicos pode ser removida por volatilização junto ao nitrogênio amoniacal. Da mesma forma Campos (2009) obteve resultado semelhante com remoções de DQO em um sistema de dessorção com fluxo pistonado, variando entre 22 e 66%.

Nas unidades subsequentes, no entanto, não ocorreram alterações tão relevantes, o que pode ser justificado pela perda da biomassa no início do monitoramento. Considerando que a principal via de remoção de matéria orgânica no RBLM e no biofiltro anóxico é biológica, a baixa concentração de biomassa de microrganismos adaptados ao lixiviado acarreta efeito direto na remoção de DQO.

Além disso, outros estudos (Welander *et al.*, 1997; Loukidou e Zouboulis, 2001; Chen *et al.*, 2008;) demonstraram que sistemas semelhantes ao desenvolvido no presente estudo (RBLM) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário demandaram um período de pelo menos 25 dias para adaptação do lodo e consequente obtenção de remoções estáveis. Assim, as baixas taxas de remoção no sistema podem ser compreendidas pelo desenvolvimento interrompido da biomassa no interior do RBLM.

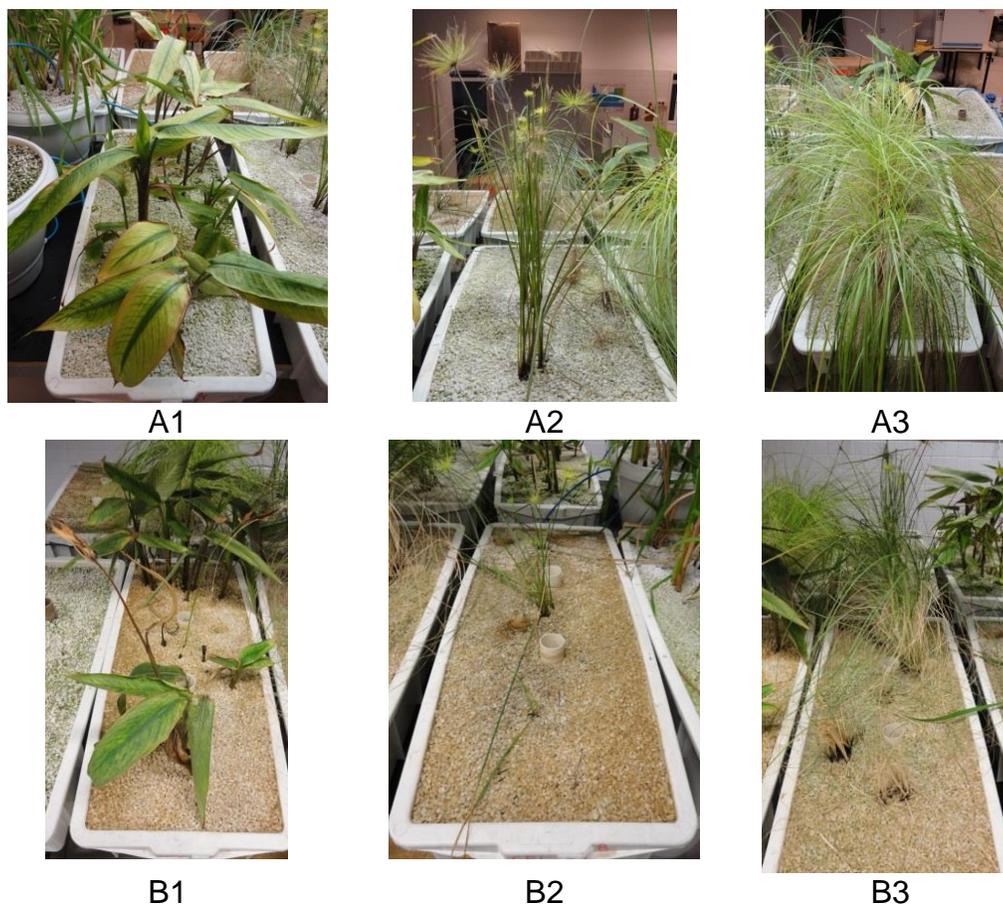
Ressalta-se que os dados apresentados são limitados, inviabilizando qualquer conclusão a respeito do comportamento do sistema. Assim, a partir deste ponto, o presente trabalho se dedica a apresentar e discutir os dados gerados ao longo do experimento 1.

## 5.2 EXPERIMENTO 1: WETLANDS CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA

A seguir são apresentados e discutidos os dados referentes ao experimento realizado com *wetlands* construídos em escala de bancada, organizados de acordo com as etapas experimentais. Para maior facilidade na apresentação, determinaram-se as seguintes abreviações: C = controle; HP = *Heliconia psittacorum*; CP = *Cyperus papyrus*; GS = *Gynerium sagittatum*.

### 5.2.1 Vegetação

A Figura 36 apresenta fotografia de cada unidade plantada no encerramento da 1ª etapa experimental, após 105 dias.



**Figura 36** – Integridade das plantas da ensaio A e B no 105º dia do início do experimento: A1, A2 e A3 – HP, CP e GS do ensaio A, respectivamente; B1, B2 e B3 – HP, CP e GS do ensaio B, respectivamente

A vegetação, no ensaio A e na B, apresentou desenvolvimento limitado, sugerindo que as características internas do laboratório e configuração ou configuração das unidades não representaram o ambiente ideal para o pleno desenvolvimento da vegetação.

No entanto, a vegetação presente no ensaio B apresentou maior stress em relação ao ensaio controle (A), de forma que a alimentação com lixiviado de aterro sanitário limitou o desenvolvimento das plantas, principalmente no caso da unidade plantada com *Gynerium sagittatum*.

*Wetlands* naturais em geral apresentam concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) abaixo de 2 mg.L<sup>-1</sup>. No entanto, lixiviados de aterro sanitário apresentam concentrações elevadas de N-NH<sub>4</sub>. Segundo Clarke e Baldwin (2002), concentrações baixas a moderadas de N-NH<sub>4</sub> estimulam a produção de biomassa vegetal, enquanto concentrações altas inibem o crescimento da vegetação, porém espécies vegetais apresentam diferentes graus de tolerância. Os mesmos autores verificaram que as concentrações ótimas para as espécies *J. effusus*, *T. latifolia* e *S. tabernaemontani* foram 110, 84 e 45 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Além disso, todas as espécies vegetais apresentaram tolerância até concentração de 200 mg.L<sup>-1</sup>.

Em todas as etapas do experimento 1, a concentração afluyente média de N-NH<sub>4</sub> sempre se manteve abaixo de 200 mg.L<sup>-1</sup>, com concentração máxima pontual de 241 mg.L<sup>-1</sup>, na fase 5. Assim, pode-se compreender que a concentração de N-NH<sub>4</sub> não foi por si só responsável pelo desenvolvimento limitado vegetação. A composição complexa do lixiviado, com diversos compostos, incluindo N-NH<sub>4</sub>, e alta condutividade elétrica (com médias variando entre 1935 e 3618 μS.cm<sup>-1</sup>), pode ter sido o fator limitante. Outros estudos apresentaram dificuldades no estabelecimento da vegetação em *wetlands* alimentados com lixiviado de aterro sanitário (Fleck, 2003; Bidone, 2007).

## 5.2.2 Primeira etapa: alimentação em regime contínuo

### 5.2.2.1 Parâmetros ambientais

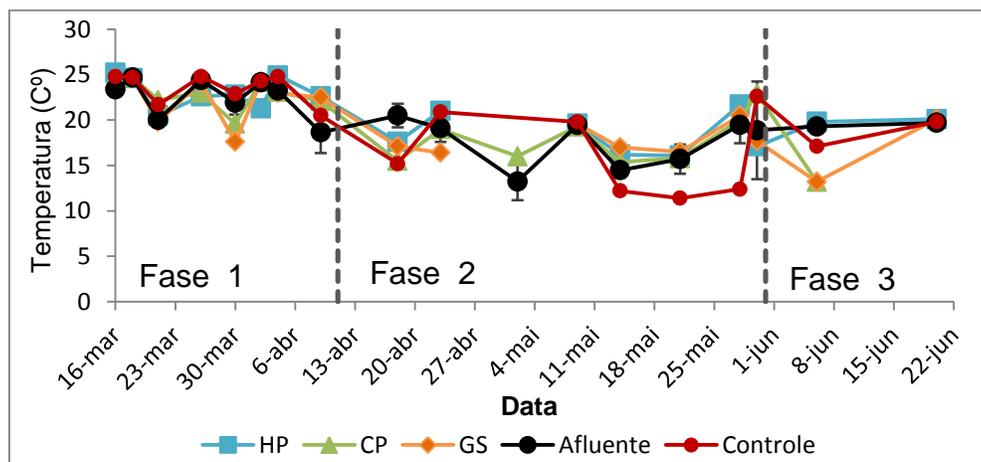
#### (a) Temperatura

Não houve diferença significativa na temperatura em relação ao lixiviado afluente e efluente em nenhuma unidade *wetland* (Tabela 21 e Figura 37). A temperatura média do afluente variou entre 18 e 23°C, enquanto a média efluente esteve entre 16 e 23°C. As faixas de temperatura apresentadas encontram-se na faixa apropriada para a ocorrência de processos biológicos (condições psicrófilicas e mesofílicas), sem caracterizar-se, portanto, como um fator limitante ao tratamento (Metcalf e Eddy, 1991; Wisznioski *et al.*, 2006)

**Tabela 21** – Dados de temperatura (°C) das unidades controle (C), HP, CP e GS para a primeira etapa do experimento 1

	Fase 1					Fase 2					Fase 3				
	Af	C	HP	CP	GS	Af	C	HP	CP	GS	Af	C	HP	CP	GS
Máximo	25	25	25	25	25	21	23	22	23	21	20	20	20	20	20
Média	23	24	23	23	22	18	16	18	18	18	20	18	20	17	17
Mínimo	19	21	21	20	18	13	11	16	15	16	19	17	20	13	13
Desvio	2	1	1	1	2	2	4	2	2	1	0	1	0	3	3
n	8	8	8	8	7	8	7	7	8	7	2	2	2	2	2

Af =afluente; C=controle; HP=*Heliconia psittacorum*; CP=*Cyperus papyrus*; GS=*Gynerium sagittatum*



**Figura 37** – Temperatura do afluente e efluente das unidades controle, HP, CP e GS ao longo do tempo de operação da primeira etapa

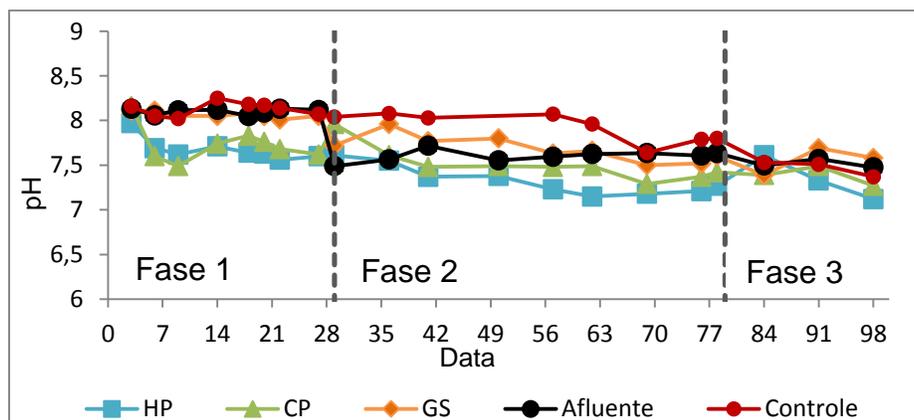
## (b) pH

A Tabela 22 e Figura 38 apresentam os dados de pH ao longo das três fases experimentais da primeira etapa. O pH afluente teve valor médio de 8,1 na primeira fase, reduzindo para 7,6 e 7,5 nas fases subsequentes, devido ao ajuste de pH empregado nas mesmas. A Figura 39 mostra que, para todo o período, o pH manteve-se relativamente estável ou com pequeno aumento para as unidades controle e GS. Por outro lado, as unidades HP e CP apresentaram comportamento de pequena redução do pH no perfil longitudinal do *wetland*. A redução média de pH entre afluente e efluente final, considerando todas as fases foi de 3,8% e 2,5% para HP e CP, respectivamente.

**Tabela 22** – Valores de pH das unidades controle (C), HP, CP e GS para a primeira etapa do experimento 1

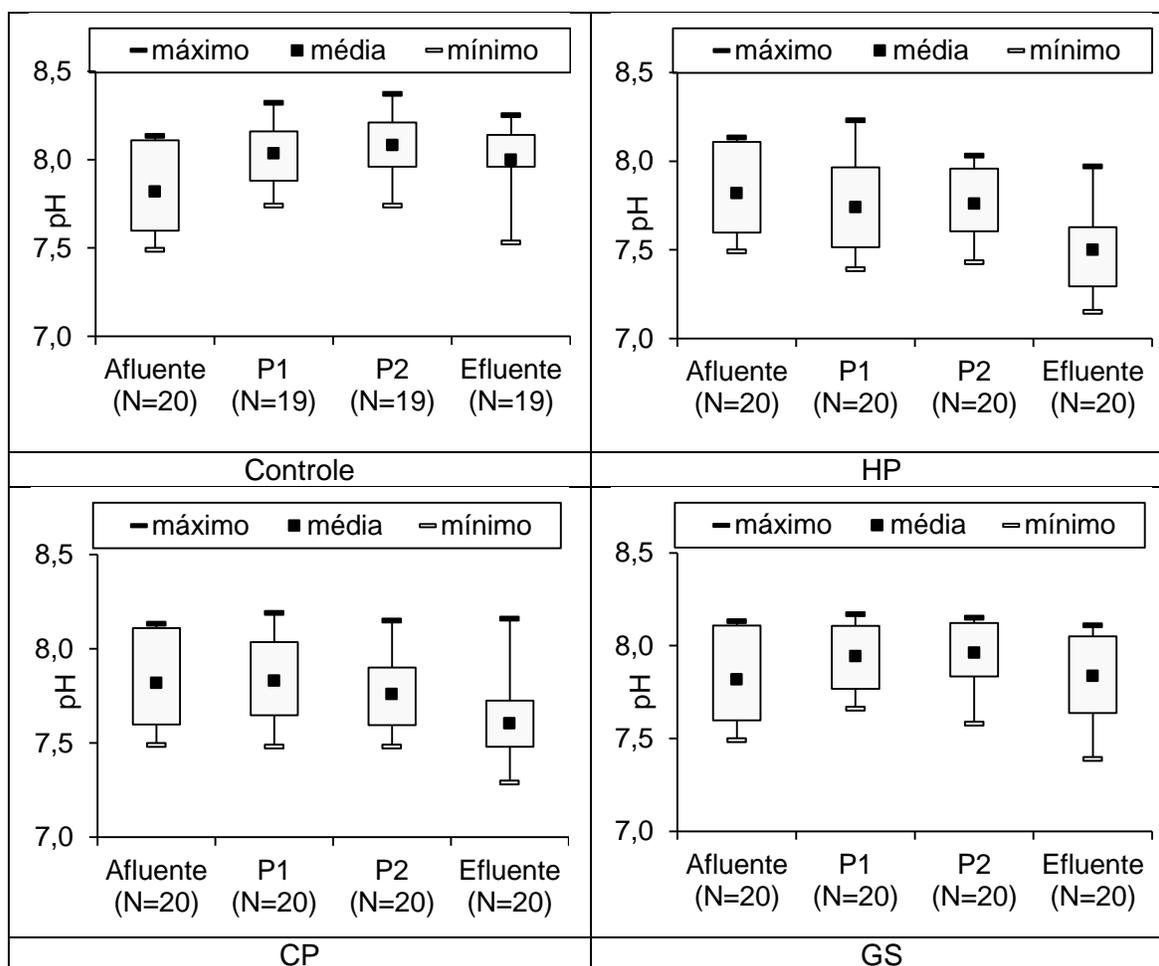
	Fase 1					Fase 2					Fase 3				
	Af	C	HP	CP	GS	Af	C	HP	CP	GS	Af	C	HP	CP	GS
Máximo	8,1	8,3	8,0	8,2	8,1	7,7	8,1	7,6	8,0	8,0	7,6	7,5	7,6	7,5	7,7
Média	8,1	8,1	7,7	7,7	8,1	7,6	7,9	7,3	7,5	7,7	7,5	7,5	7,4	7,4	7,6
Mínimo	8,1	8,0	7,6	7,5	8,0	7,5	7,6	7,2	7,3	7,5	7,5	7,4	7,1	7,3	7,4
Desvio	0	0,1	0,1	0,1	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0,2	0,1	0,1
n	8	8	8	8	8	9	8	9	9	9	3	3	3	3	3

Af = afluente; C = controle; HP = *Heliconia psittacorum*; CP = *Cyperus papyrus*; GS = *Gynerium sagittatum*



**Figura 38** – Variação pH do afluente e efluente das unidades controle, HP, CP e GS ao longo do tempo de operação da primeira etapa

Essa diferença de comportamento entre as unidades pode estar relacionada, entre outros fatores, ao comportamento da planta. Estas possuem forte interação com microrganismos e substrato na rizosfera, possuindo mecanismos de alteração das características do seu entorno, sobretudo o pH, para otimizar as condições a seu próprio favor (Gagnon *et al.*, 2007).



**Figura 39-** Boxplot de pH no perfil longitudinal do Controle, HP, CP, e GS para todo o período da primeira etapa do experimento 1

Além disso, a vegetação pode fomentar o desenvolvimento de microrganismos, aumento da densidade e atividade dos mesmos na rizosfera, o que pode levar à intensificação dos processos biológicos que afetam o pH no interior do *wetland* (Gagnon *et al.*, 2007). Ressalta-se que a *G. sagittatum*,

demonstrou menor tolerância ao lixiviado com morte de parte das mudas, o que pode explicar seu comportamento mais semelhante ao controle.

### 5.2.2.2 Eficiência de tratamento

A Tabela 23 apresenta os dados de concentração das unidades *wetlands* Controle, HP, CP e GS para concentração média afluente e efluente de DQO, fósforo total (P-total), fosfato (P-PO<sub>4</sub>), nitrogênio total (N-Total) e nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) durante as três fases experimentais.

**Tabela 23** – Concentrações médias (mg.L<sup>-1</sup>) afluente e efluente de diferentes parâmetros nos *wetlands* construídos para a primeira etapa do experimento 1

		DQO		N-NH <sub>4</sub>		N-Total		P-PO <sub>4</sub>		P-Total	
		n	Média	n	Média	n	Média	n	Média	n	Média
Fase 1	Af	4	433±70	4	199±22	2	419,8±77,3	3	3,9±0,7	1	89
	C	4	444±32	4	223±24	2	344±71	3	41,4±24,2	1	113
	HP	4	395±32	4	187±27	2	368,5±169	3	34,8±30,3	1	81
	CP	4	334±40	4	203±12	2	338,5±84	3	119,5±138,4	1	95
	GS	4	376±71	4	187±32	2	362±136	3	39,4±17,7	1	57
Fase 2	Af	6	336±48	7	47±13	2	77,5±8	5	2,8±1,1	2	3,9±0,2
	C	5	310±48	6	51±30	1	35	4	5,9±4,7	1	5
	HP	6	270±30	7	63±35	2	60±15	5	5,6±1,5	1	10
	CP	6	256±17	7	48±18	2	123,5±83	5	6±1,2	1	9
	GS	6	296±53	7	50±19	2	71,5±17	5	7,1±2,1	1	9
Fase 3	Af	4	750±105	4	151±29	1	264	4	6,9±2,5	-	nd
	C	4	699±69	4	155±26	1	250	4	10,3±3,4	-	nd
	HP	4	747±57	4	167±6	1	230	4	13,9±2,6	-	nd
	CP	4	719±64	4	159±15	1	248	4	10,6±1,9	-	nd
	GS	4	715±68	4	166±12	1	240	4	10±2,1	-	nd

nd: parâmetro não determinado; C = controle; HP = *Heliconia psittacorum*; CP = *Cyperus papyrus*; GS = *Gynerium sagittatum*

#### (a) Fósforo

Devido à alta concentração de PO<sub>4</sub> (1354 mgPO<sub>4</sub>.L<sup>-1</sup>) no fertilizante comercial utilizado na fase de adaptação da vegetação, pode ter ocorrido saturação e acumulação do mesmo no sistema. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em *wetlands* construídos ocorrem através da adsorção e precipitação química, com Fe, Ca ou Al, no meio suporte, sendo ambos os processos finitos (Drizo *et al.*, 2002; Vohla *et al.*, 2011). Outros mecanismos,

geralmente de menor capacidade de remoção, envolvem a absorção pelas plantas e imobilização pelos microrganismos, sendo que, de uma forma ou de outra, o fósforo é retido no interior do sistema (Seo, *et al.*, 2005). Assim, a saturação, nesse caso, pode ser compreendida como a ocupação de todos os campos disponíveis para adsorção e precipitação do fósforo no pedrisco, considerando equilíbrio químico.

Outros estudos reportam perda de eficiência de remoção de fósforo em *wetlands* construídos, podendo atingir condição de aumento de concentração no efluente (Seo *et al.*, 2005; Drizo *et al.*, 2002). Tal situação pode ocorrer ao longo do tempo, sendo que se verifica que a maioria dos recheios utilizados perde, de maneira significativa, sua capacidade de retenção de fósforo após cinco anos de utilização (Sousa *et al.* 2004; Vohla *et al.*, 2011). Além disso, a aplicação de cargas elevadas do fósforo pode levar à mesma situação de acúmulo de fósforo de maneira mais rápida (Pereira *et al.*, 2007).

No presente estudo, utilizou-se pedrisco de origem calcária, o que poderia elevar a retenção de P devido à precipitação com Ca (Brix *et al.*, 2001). No entanto, por conta da alta concentração de P no fertilizante, é possível que tenha ocorrido grande retenção do mesmo durante a fase inicial de aclimatação, o que reduziu a capacidade de retenção do meio suporte nas fases seguintes. Essa situação pode ser compreendida como a saturação do sistema, e manteve-se durante todo o experimento. Todas as unidades apresentaram o mesmo comportamento, com aumento de fósforo no efluente final, inclusive sem diferenças entre as unidades plantadas e o controle.

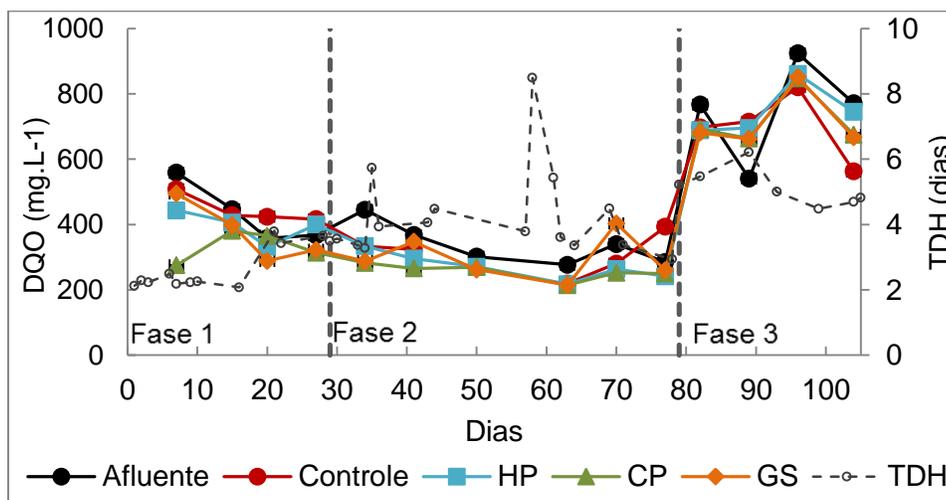
#### (b) Matéria orgânica

Durante a Fase 1, o lixiviado afluente apresentou concentração média de DQO de  $433 \pm 70 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultando em carga orgânica de  $1,8 \text{ g.d}^{-1}$  e taxa de aplicação de  $8,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Neste período, a maior remoção de DQO foi observada no CP, com eficiência média de 20%. A unidade Controle

apresentou pior eficiência, com valor médio resultando em aumento de cerca de 5% na concentração de DQO do efluente tratado.

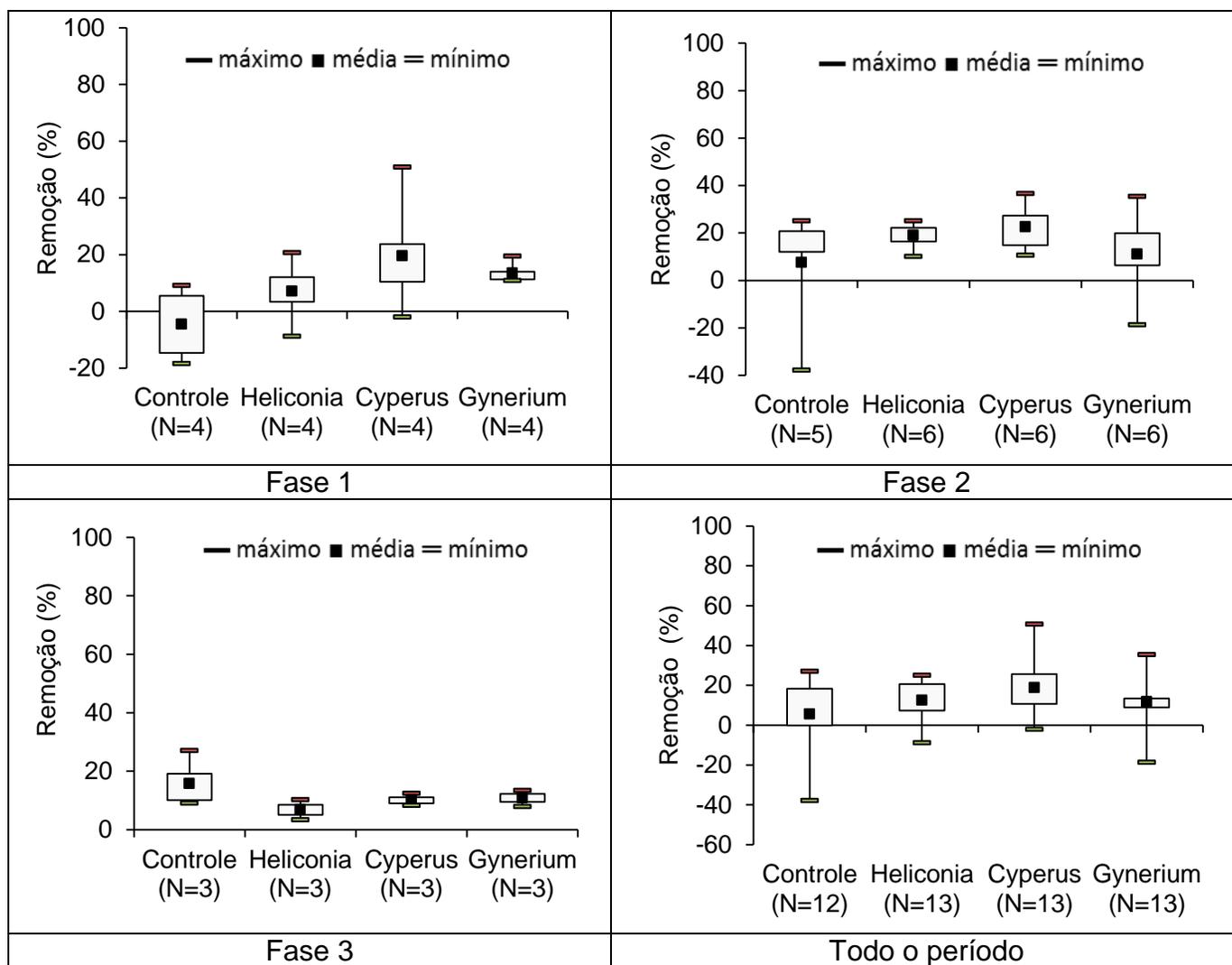
Na Fase 2, após o pré-tratamento por dessorção, a concentração média de DQO afluente reduziu de  $433 \pm 70 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $336 \pm 48 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultando em carga orgânica de  $0,9 \text{ g.d}^{-1}$  e taxa de aplicação de  $4,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Nesta fase, todas as unidades apresentaram comportamento mais estável, com eficiências médias de remoção de DQO mais elevadas. As unidades HP e GS apresentaram, respectivamente, eficiências médias de remoção de 19% e 11%. A unidade CP apresentou a maior eficiência média, com remoção de 23%, e concentração do efluente de  $256 \pm 17 \text{ mg.L}^{-1}$  de DQO. A unidade controle apresentou a remoção média mais baixa, de 8%.

Na Fase 3, o aumento da concentração do lixiviado bruto utilizado para compor o afluente resultou no aumento da concentração de DQO afluente para  $750 \pm 105 \text{ mg.L}^{-1}$ , carga orgânica de  $1,6 \text{ g.d}^{-1}$  e taxa de aplicação de  $7,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . As unidades HP, CP e GS apresentaram remoção média de DQO de 7%, 10% e 11%, respectivamente. A unidade Controle apresentou melhor eficiência para esta fase, com remoção de 16%. A Figura 40 apresenta as concentrações afluente e efluente de DQO ao longo do tempo e a Figura 41 apresenta o boxplot das médias de remoção para cada fase da primeira etapa.



**Figura 40** – Concentração de DQO ao longo do tempo nos *wetlands* construídos

A Figura 41 mostra que a remoção média DQO foi relativamente baixa. Além disso, a Figura 40 revela que o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) aparentemente não teve influência relevante no comportamento deste parâmetro ao longo do experimento.



**Figura 41-** Boxplot de eficiência de remoção de DQO para as fases 1, 2 e 3 e para todo o período da primeira etapa do experimento 1

A degradação de matéria orgânica biodegradável em sistemas biológicos ocorre rapidamente em até cinco dias (Akratos e Tsihrintzis, 2007; Lavrova e Koumanova, 2010). Assim, uma possível explicação para a baixa remoção de

DQO sem reflexos decorrentes do TDH atingido nesta etapa pode ser por conta da recalcitrância da matéria orgânica presente no lixiviado. Nesse sentido, Vymazal (2009) ao analisar um levantamento dos resultados de remoção de matéria orgânica através de vários estudos com *wetlands* construídos tratando diferentes tipos de águas residuárias, verificou que, para o caso de lixiviados de aterro sanitário, a remoção média não ultrapassou 25%.

### (c) Nitrogênio

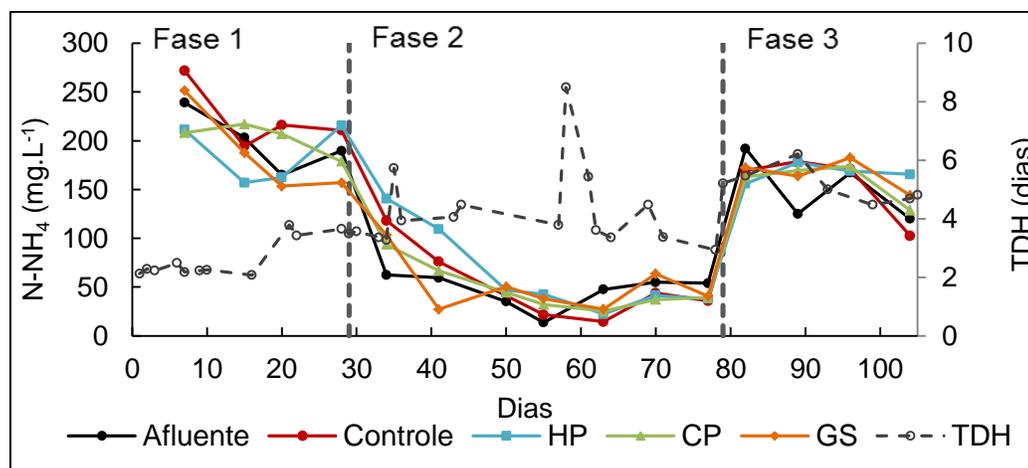
A remoção de N-NH<sub>4</sub> foi baixa. Na Fase 1, o lixiviado afluente apresentou concentração média de 199±31 mg.L<sup>-1</sup>, resultando em carga de N-NH<sub>4</sub> de 0,8 g.d<sup>-1</sup> e taxa de aplicação de 4,0 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Todas as unidades apresentaram baixas taxas de remoção, com média de 6% e 7%, para as unidades HP e GS, respectivamente. As unidades controle e CP apresentaram, em média, aumento da concentração no efluente de 13% e 3%, respectivamente.

Na Fase 2, com a implantação do pré-tratamento por arraste de ar, a concentração afluente de N-NH<sub>4</sub> foi reduzida para a média de 47±17 mg.L<sup>-1</sup>, resultando em carga de N-NH<sub>4</sub> de 0,1 g.d<sup>-1</sup> e taxa de aplicação de 0,6 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. No início deste período, os sistemas apresentavam o mesmo comportamento de remoção baixa, porém, após um defeito na bomba de alimentação, que reduziu a vazão de entrada, elevando o TDH para cerca de 8,5 dias, observou-se melhora no desempenho de todas as unidades.

Alcançaram-se eficiências pontuais de remoção acima de 50%. Para o período todo, obteve-se remoção média de 24%, 14% e 12% para as unidades Controle, CP e GS, respectivamente. A unidade HP, apesar de ter apresentado aumento da remoção após o pico de TDH, na média para todo o período apresentou aumento da concentração no efluente de 2%.

Durante a Fase 3, com restabelecimento do funcionamento correto da bomba, a concentração média de N-amoniaco afluente foi de 151±35 mg.L<sup>-1</sup>, carga de 0,3 g.d<sup>-1</sup> e taxa de aplicação de 1,5 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Todas as unidades

apresentaram perda de eficiência, com média de aumento de concentração de 5%, 16%, 8% e 12%, para as unidades Controle, HP, CP e GS, respectivamente. A Figura 42 apresenta a variação de concentração afluyente e efluente de  $N-NH_4$  ao longo do tempo em todas as unidades.



**Figura 42** – Concentração de  $N-NH_4$  e TDH ao longo do tempo nos *wetlands* construídos.

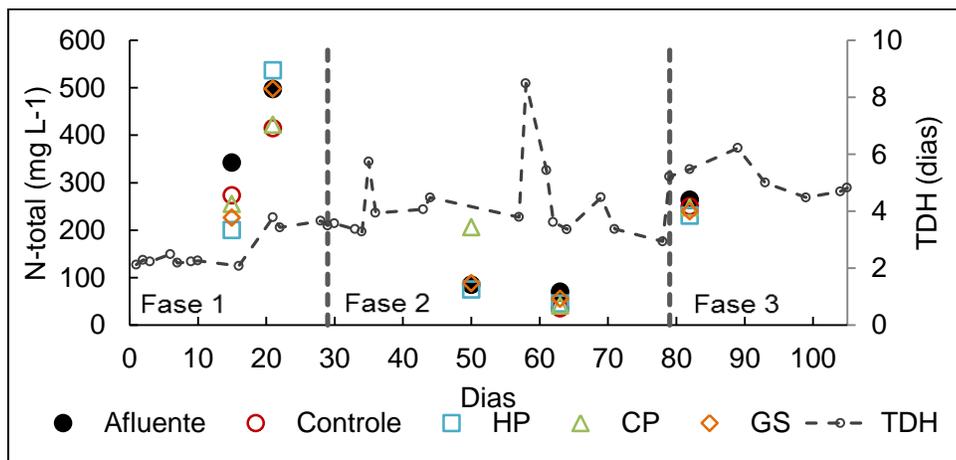
A Figura 42 mostra que a remoção média de  $N-NH_4$  foi relativamente baixa em todas as unidades. No entanto, observa-se que as maiores remoções ocorreram durante os períodos de pico do TDH. Nesses momentos, o aumento da remoção de  $N-NH_4$  foi maior do que o aumento da remoção de DQO, sugerindo que o TDH causou um efeito maior para o primeiro.

Pode-se compreender o comportamento do nitrogênio amoniacal considerando condições relacionadas à disponibilidade de oxigênio. O sistema *wetland* construído de fluxo horizontal com leito saturado apresenta baixa capacidade de incorporação de oxigênio na fase líquida (Andrade, 2012). Além disso, em condições de baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido os microrganismos heterotróficos responsáveis pela degradação da matéria orgânica competem com os microrganismos autotróficos quimiossintetizantes responsáveis pela oxidação de  $N-NH_4$  (Bulc, 2006).

Nesse sentido, considerando a baixa difusão de oxigênio da atmosfera para a fase líquida, a operação do sistema com TDH médio abaixo de 4 dias, pode ter gerado uma condição de baixa disponibilidade de oxigênio em relação às concentrações de matéria orgânica e nitrogênio não oxidado, propiciando, neste tempo, remoção apenas da matéria orgânica. No entanto, com o pico de TDH de 8,5 dias, criou-se uma situação de maior aporte de oxigênio, por conta da difusão do mesmo ao longo de 8,5 dias, para as mesmas cargas de matéria orgânica e nitrogênio aplicadas até então. Nessa situação, ao longo dos 8,5 dias de tempo de contato, pode ter ocorrido o consumo da matéria orgânica biodegradável e utilização do OD sobressalente pelas bactérias nitrossomonas e nitrobacter, culminando na oxidação de  $\text{N-NH}_4$ . Esse processo consome, teoricamente, cerca de  $4,3 \text{ mgO}_2.\text{mgN-NH}_4^{-1}$  (Metcalf e Eddy, 1991; Wisznioski *et al.*, 2006).

Nivala *et al.* (2007), operando sistema de *wetland* construído no tratamento de lixiviado com carga orgânica variando entre 15 e 108  $\text{g d}^{-1}$  e relação DQO: $\text{NH}_4$  de 4,4, obtiveram resultados compatíveis com essa explicação. Ao adicionarem um sistema de aeração, obtiveram melhora de eficiência na remoção de  $\text{N-NH}_4$  passando de cerca de 30% para valores acima de 90%. Yalcuk e Ugurlu (2009) compararam a eficiência de tratamento de lixiviado entre sistemas verticais com alimentação intermitente e um sistema horizontal afogado. Na unidade horizontal a remoção máxima de  $\text{N-NH}_4$ , com TDH de 12,5 dias, foi de 50%, enquanto as unidades verticais, com TDH de 8 e 11 dias, apresentaram remoção de até 70%.

Os dados de N-total são limitados, mas é possível observar que o pico de TDH não teve o mesmo efeito na remoção deste parâmetro (Figura 43).



**Figura 43** - Concentração de N-Total e TDH ao longo do tempo nos *wetlands* construídos.

A remoção de N-total em *wetlands* construídos ocorre principalmente via desnitrificação, processo que ocorre em condições de reduzida concentração de oxigênio dissolvido (OD) e presença de matéria orgânica biodegradável (Saeed e Sun, 2012). Ainda, de acordo com Nivala *et al.* (2007), a desnitrificação pode ser afetada pela temperatura, mas o principal limitante é a disponibilidade de carbono.

Nesse sentido, a baixa remoção pode estar associada à ausência de matéria orgânica facilmente biodegradável, devido à recalcitrância do lixiviado. Em situação semelhante, Kozub e Liehr (1999) estudaram a degradação de lixiviado em *wetlands* e obtiveram taxas de desnitrificação significativamente mais elevadas quando adicionaram acetato de sódio como fonte de carbono externo, demonstrando o efeito da disponibilidade da matéria orgânica facilmente biodegradável na redução de nitrato (NO<sub>3</sub>).

### 5.2.3 Segunda etapa: alimentação em regime de recirculação

A seguir são apresentados os dados referentes às quatro unidades do ensaio B para a segunda etapa (ou fase 4), com regime de ciclos de recirculação. Os dados são apresentados para o primeiro dia e a cada ciclo de

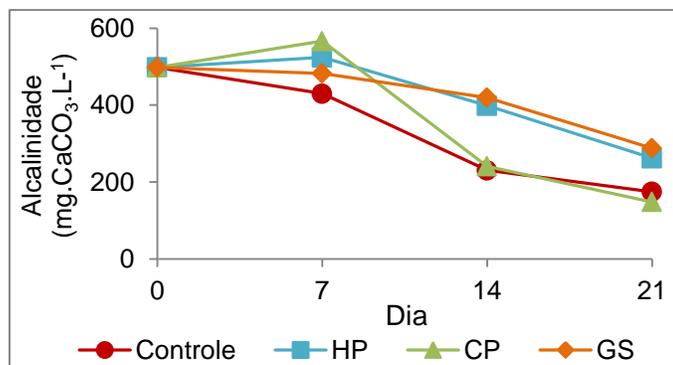
recirculação, ou seja, a cada período de 7 dias. Conforme descrito anteriormente, buscou-se, nessa fase, avaliar a influência do TDH, simulado através das recirculações, sobre o comportamento do sistema *wetland* no tocante aos parâmetros monitorados.

### 5.2.3.1 Parâmetros ambientais

Os dados dos parâmetros ambientais, isto é, referentes a pH, temperatura, condutividade elétrica e alcalinidade, para cada ciclo de recirculação estão resumidos na Tabela 24 .

Os dados de temperatura mostram que o sistema manteve-se na mesma faixa observada na etapa anterior, não caracterizando um fator limitante para os processos biológicos. O pH manteve-se sempre entre 7 e 7,8 para todas as unidades, sem apresentar grandes alterações.

A alcalinidade, por outro lado, apresentou comportamento de redução da concentração para todas as unidades (Figura 44). O afluente apresentou alcalinidade de  $498 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , enquanto o efluente final, após 21 dias, apresentou-se entre  $148,5$  e  $288 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Esses valores representam uma redução de cerca de 65%, 47%, 70% e 42% para as unidades controle, HP, CP e GS, respectivamente. Conforme será apresentado adiante, essa redução está correlacionada com a remoção de nitrogênio amoniacal.



**Figura 44** – Alcalinidade total do afluente e efluente de cada ciclo das unidades controle, HP, CP e GS para segunda etapa do experimento 1

**Tabela 24** – Parâmetros ambientais do lixiviado afluente e efluente para cada ciclo de recirculação da segunda etapa

Parâmetro	Espécie	Tempo de operação (dias)				Unidade
		Af.	Ef. 7	Ef. 14	Ef. 21	
<b>Concentração</b>						
pH	Controle	-	7,6	7,8	7,5	-
	HP	-	7,2	7,3	7,0	
	CP	-	7,3	7,4	7,8	
	GS	-	7,5	7,8	7,1	
Temperatura	Controle	-	18,9	20,5	16,3	°C
	HP	-	19,4	20,6	15,5	
	CP	-	20,9	18,3	16,2	
	GS	-	15,5	18,7	16,1	
Condutividade	Controle	-	5720	5520	5810	μS.cm <sup>-1</sup>
	HP	-	5710	5340	5600	
	CP	-	5600	-	5450	
	GS	-	5510	5460	5790	
Alcalinidade	Controle	498,0	429,9	230,7	174,8	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
	HP	498,0	524,3	398,4	262,1	
	CP	498,0	566,2	241,2	148,5	
	GS	498,0	482,3	419,4	288,0	

Af. = afluente inicial; Ef.1 = efluente coletado no 1º; Ef.7 = efluente coletado no 7º dia; Ef.14 = efluente coletado no 14º dia; Ef. 21 = efluente coletado no 21º dia

### 5.2.3.2 Eficiência de tratamento

A seguir são apresentados os dados referentes ao comportamento do sistema em relação à remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Os dados de concentração dos parâmetros monitorados estão resumidos na Tabela 25, incluindo o afluente e o efluente de cada ciclo de recirculação para as unidades controle, HP, CP e GS.

**Tabela 25** – Concentração dos parâmetros monitorados do lixiviado afluente e efluente para cada ciclo de recirculação da segunda etapa

Parâmetro	Espécie	Tempo de operação (dias)					Unidade
		Af.	Ef.1	Ef. 7	Ef. 14	Ef. 21	
<b>Concentração</b>							
Cor	Controle	1330	-	1249	1165	1299	mgPtCo.L <sup>-1</sup>
	HP	1330	-	1153	1061	1038	
	CP	1330	-	1187	1021	1030	
	GS	1330	-	1180	1145	1107	
DQO	Controle	641	563	537	500	458	mg.L <sup>-1</sup>
	HP	641	745	677	459	386	
	CP	641	675	647	479	381	
	GS	641	668	491	451	399	
P-Total	Controle	11,7	-	9,7	10,6	10,9	mg.L <sup>-1</sup>
	HP	11,7	-	10,8	5,4	6,6	
	CP	11,7	-	11,5	8,8	8,1	
	GS	11,7	-	12,6	16,5	11,5	
P-PO <sub>4</sub>	Controle	6,6	4,7	6,4	10,6	11,4	mg.L <sup>-1</sup>
	HP	6,6	12,5	7,7	6,3	6,7	
	CP	6,6	8,7	7,7	9,4	8,0	
	GS	6,6	7,7	9,2	14,2	10,3	
N-Total	Controle	175,0	-	195,0	171,0	176,0	mg.L <sup>-1</sup>
	HP	175,0	-	201,0	143,0	167	
	CP	175,0	-	182,0	141,0	172	
	GS	175,0	-	166,0	146,0	160,0	
N-NH <sub>4</sub>	Controle	107,6	102,1	67,9	41,1	30,4	mg.L <sup>-1</sup>
	HP	107,6	165,5	132,9	84,8	40,1	
	CP	107,6	128,6	117,6	66,0	20,0	
	GS	107,6	144,1	66,7	47,3	37,8	

Af. = afluente inicial; Ef.1 = efluente coletado no 1º; Ef.7 = efluente coletado no 7º dia; Ef.14 = efluente coletado no 14º dia; Ef. 21 = efluente coletado no 21º dia

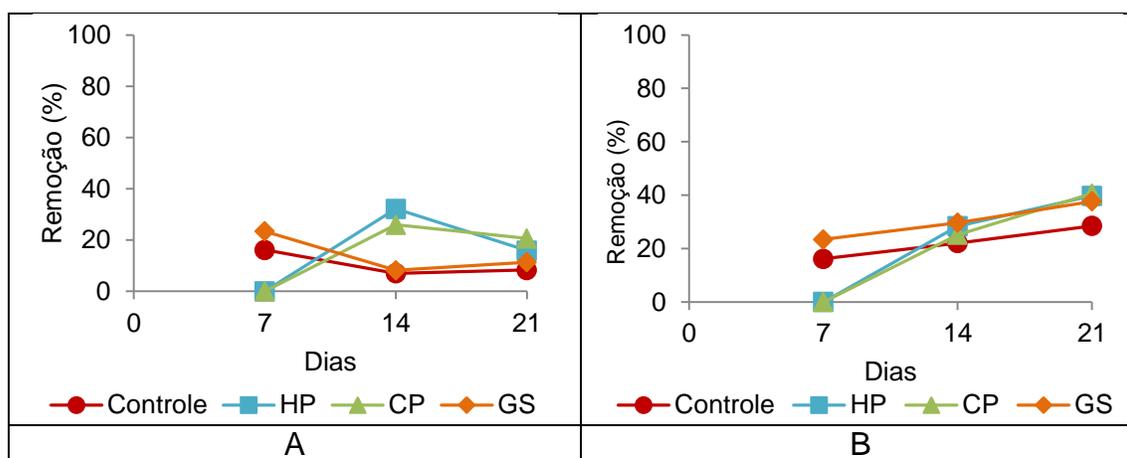
#### (a) Matéria orgânica

A concentração de DQO diminuiu ao longo do tempo. Após 21 dias, a DQO do *wetland* controle passou de 641 mg.L<sup>-1</sup> para 458 mg.L<sup>-1</sup>, o que demonstra uma remoção de 29%. Dentre os *wetlands* vegetados não houve diferença significativa de remoção entre eles, que tiveram eficiência média de

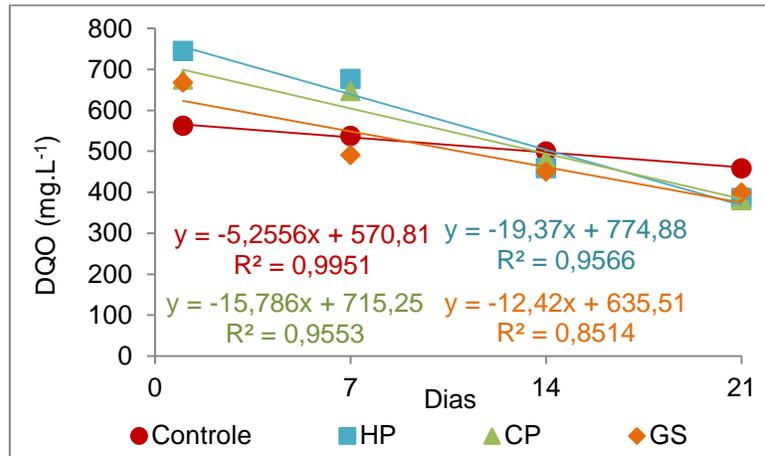
cerca de 39% (Figura 45 B). Todas as unidades apresentaram tendência linear de redução da concentração de DQO (Figura 46), com taxa de decaimento maior para as unidades com plantas. Além disso, todas apresentaram tendência de estabilização da taxa de remoção, após 21 dias, para cerca de 8%, 16%, 21% e 11% para as unidades controle, HP, CP e GS, respectivamente (Figura 45 A).

Pode-se inferir que o aumento de eficiência nos *wetlands* vegetados se deve ao fato das plantas favorecerem a atividade microbiana, servindo de meio suporte e promovendo o transporte de oxigênio pela rizosfera para a biodegradação aeróbia (Lim *et al.*, 2001). A remoção final e a estabilização da taxa de remoção em valores relativamente baixos, apesar do TDH elevado, sugerem a recalcitrância da matéria orgânica como possível explicação.

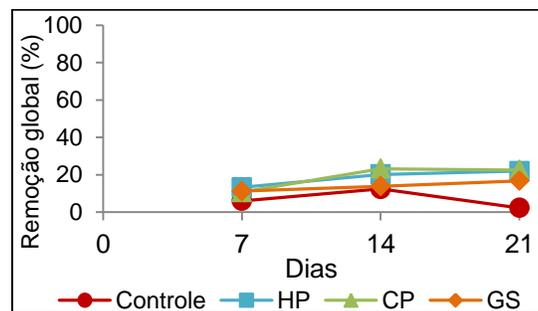
Essa elucidação pode ser relacionada às baixas taxas de remoção de cor real de apenas 2%, 22%, 23%, e 17% para controle, HP, CP e GS, respectivamente (Figura 47). Segundo Al-Hamadani *et al.* (2011), a concentração de cor no lixiviado é proveniente principalmente dos compostos orgânicos dissolvidos sob a forma de material recalcitrante como ácidos húmicos e fúlvicos.



**Figura 45** – Eficiência de remoção de DQO para cada ciclo (A) e remoção com base na concentração afluente inicial (B) de cada unidade para segunda etapa



**Figura 46** – Concentração de DQO nos *wetlands* construídos ao longo da segunda etapa



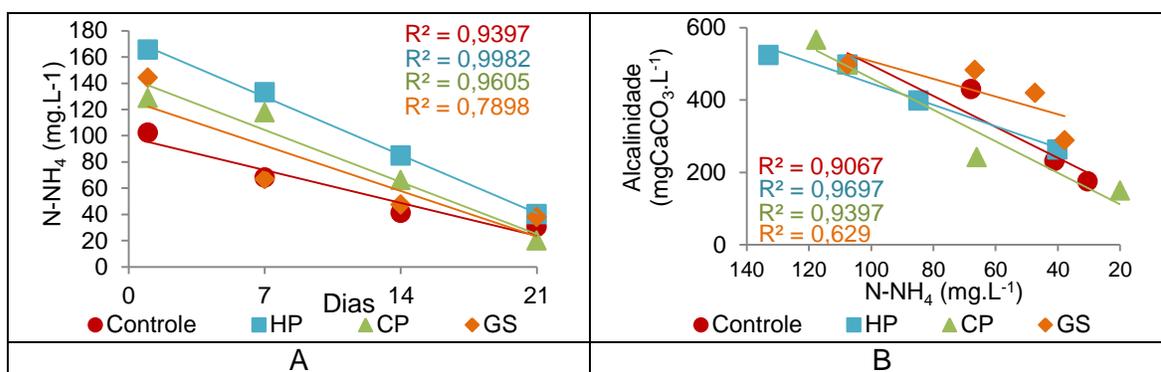
**Figura 47** – Eficiência de remoção de cor real com base no afluente inicial de cada unidade para segunda etapa

A baixa remoção de DQO pode estar também associada à toxicidade, decorrente de inúmeros contaminantes presentes no lixiviado no lixiviado, a qual é reportada em diversos estudos. Dentre os causadores de toxicidade no lixiviado, destacam-se concentrações de  $N-NH_4$  e DQO, a qual é mais complicada, visto que é composta por grande quantidade de substâncias diferentes (Marttinen *et al*, 2002).

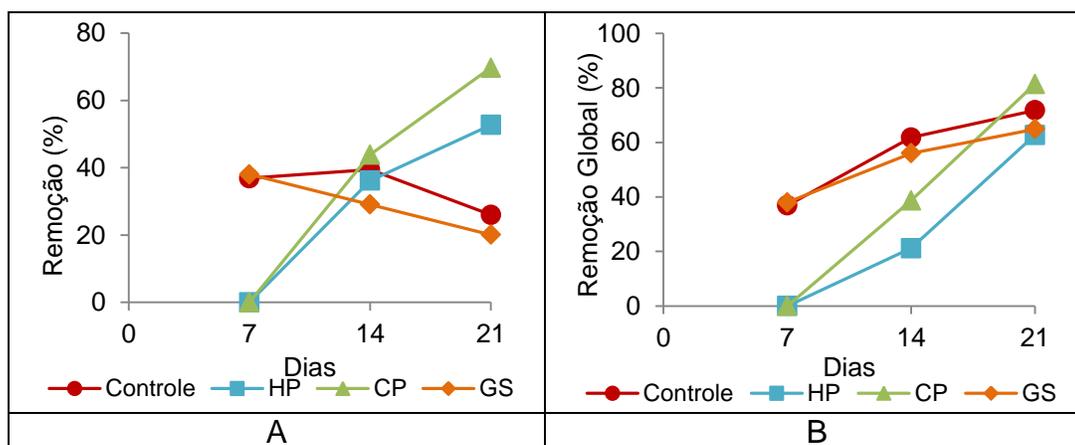
#### (b) Nitrogênio

Todas as 4 unidades apresentaram algum grau de remoção de  $N-NH_4$ . A redução da concentração do efluente ao longo dos ciclos de recirculação

mostrou comportamento linear, com  $R^2$  variando entre 0,94 e 0,99, exceto para a unidade GS com  $R^2$  de 0,79, e taxas de decaimento de concentração semelhante em todas as unidades (Figura 48 A). Verificou-se que após 7 dias, apenas as unidades controle e GS obtiveram remoções. Após 14 dias todas as unidades apresentaram remoção entre 29% e 44%. Após 21 dias, as unidades HP e CP mantiveram a elevação da taxa de remoção enquanto as unidades controle e GS apresentaram redução (Figura 49 A). Assim, ao final de 21 dias todas as unidades apresentaram eficiências semelhantes de remoção (em relação à concentração afluente inicial) de  $N-NH_4$ , sendo de 72%, 63%, 81% e 65% para o controle, HP, CP e GS, respectivamente (Figura 49 B).



**Figura 48** – Concentração de  $N-NH_4$  (A) e relação entre alcalinidade total e  $N-NH_4$  (B) para cada ciclo da segunda etapa

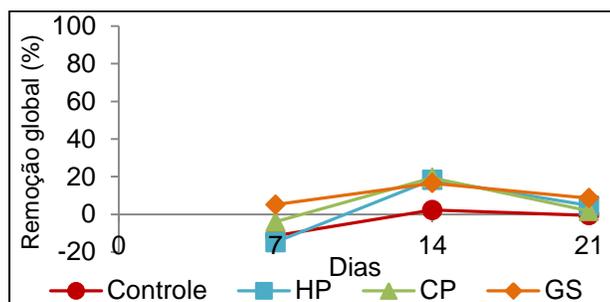


**Figura 49** – Eficiência de remoção de  $NH_4$  para cada ciclo (A) e remoção com base na concentração afluente inicial (B) de cada unidade para segunda etapa

Tais resultados confirmam o comportamento pontual apresentado na etapa anterior, quando ocorreu pico de TDH, fortalecendo a sugestão de correlação entre TDH e remoção de N-NH<sub>4</sub>. O aumento de eficiência devido à elevação do TDH está de acordo com conclusões de outros estudos. Akratos e Tsihrintzis (2007), utilizando efluente sintético, obtiveram remoção elevada de N-NH<sub>4</sub> somente quando o TDH foi superior a 8 dias e com melhora significativa após 20 dias, alcançando remoções entre 63,2 e 96,3%. Yalcuk e Ugurlu (2009), utilizando um sistema de fluxo horizontal no tratamento de lixiviado de aterros sanitários, obtiveram, com TDH de 12 dias, valores médios de remoção da ordem de 50%. Akinbile *et al.* (2012), no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com regime de recirculação similar ao presente estudo, obtiveram remoção crescente (de 30% para 54%) de N-NH<sub>4</sub> com o aumento do TDH de 1 para 21 dias respectivamente.

A oxidação do N-NH<sub>4</sub> consome 7,14 mg.CaCO<sub>3</sub>.mgN-NH<sub>4</sub><sup>-1</sup> ou 8,64 mgHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.mgN-NH<sub>4</sub><sup>-1</sup> (Metcalf e Eddy, 2003; Wisznioski *et al.*, 2006). Com exceção de GS, todas as unidades apresentaram correlação positiva entre a concentração de N-NH<sub>4</sub> e alcalinidade total (Figura 48 B). Aparentemente, a nitrificação pode ser uma causa plausível para a remoção do nitrogênio amoniacal e sua conversão a nitrato.

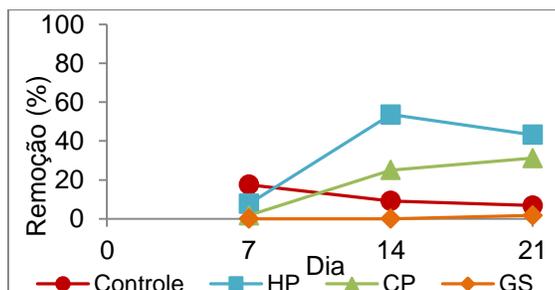
Em relação ao N-Total, foi observada remoção com valores de 2% a 9% para as unidades plantadas e nulas para a unidade controle (Figura 50). As elevadas concentrações de nitrogênio total nos efluentes tratados parecem indicar que o ambiente das *wetlands* não favoreceu a desnitrificação, possivelmente por falta de matéria orgânica biodegradável de fácil assimilação, indispensável para viabilidade do processo, ou por não possuir condição estritamente anóxica, com concentração de OD como limitante. Tal comportamento está de acordo com o obtido na etapa anterior.



**Figura 50** – Remoção de N-Total com base na concentração afluente inicial de cada unidade para segunda etapa

### (c) Fósforo

Foi observado, após 21 dias, remoção de P-total nos *wetlands* plantados com HP e CP de cerca de 44% e 31%, respectivamente. Eficiências inferiores a 7% foram observadas no controle e GS (Figura 51). No entanto, não houve remoção de fosfato em nenhum dos sistemas após 21 dias.



**Figura 51**– Remoção de P-Total com base na concentração afluente inicial de cada unidade para a segunda etapa

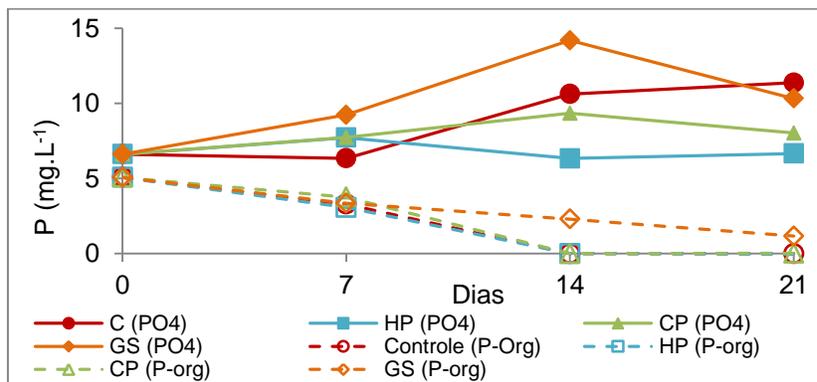
O fósforo apresenta-se na água em três formas: fosfatos orgânicos, compondo moléculas orgânicas; ortofosfatos aniônicos; e polifosfatos que sofrem hidrólise e são rapidamente convertidos a ortofosfato (Sawyer *et al.*, 2003; Piveli e Kato, 2005). A dinâmica do fósforo em *wetlands* construídos encontra-se atrelada principalmente às duas primeiras formas.

O fósforo, em *wetlands*, é removido principalmente por processos de adsorção e precipitação, embora também exista a possibilidade do mesmo ser absorvido pela vegetação em forma solúvel de ânion ortofosfato (Vohla *et al.*, 2011; Akinbile *et al.*, 2012). Sim *et al.* (2008) reportaram que tanto os

mecanismos físicos quanto a absorção pelas plantas contribuem para sua remoção. Como citado anteriormente, o sistema foi saturado com fósforo na fase de aclimatação, limitando a ocorrência de adsorção e precipitação, resultando no aumento da contribuição proporcional da vegetação na remoção.

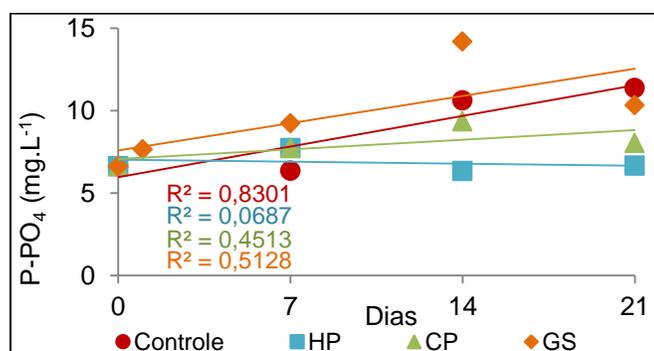
Nesse sentido, a absorção de fosfato pela vegetação ativa (que não é o caso da unidade GS, cuja densidade foi baixa ao longo do experimento) pode explicar o resultado de uma eficiência de remoção de P-total maior nas unidades HP e CP em relação ao controle sem plantas. Essa suposição está de acordo com os resultados obtidos por Menon e Holland (2013), que compararam a remoção de fósforo em unidades *wetlands* plantadas e não plantadas durante dois anos. Para as unidades plantadas, obtiveram remoções médias entre 73% e 88% e entre 74% e 85% no primeiro e segundo anos, respectivamente. Para a unidade sem plantas os valores foram 80%, para o primeiro ano, e 65%, para o segundo ano.

No entanto, em relação ao P-PO<sub>4</sub> em si, não ocorreram indícios de remoção no presente estudo. Esse resultado indica que o fósforo orgânico é degradado biologicamente gerando P-PO<sub>4</sub>, levando ao aumento da concentração deste último, compensando pela remoção. Essa relação pode ser visualizada na Figura 52, onde se verifica que os maiores aumentos de P-PO<sub>4</sub> ocorreram concomitantemente com as quedas de P orgânico, nos dias 7 e 14.



**Figura 52**– Concentração de P-PO<sub>4</sub> e P-orgânico de cada unidade para a segunda etapa

Na mesma figura é possível observar que as unidades plantadas apresentaram comportamento mais estável, provavelmente por conta da compensação através da absorção de P-PO<sub>4</sub> pela planta, conforme discutido anteriormente. Ressalta-se que o comportamento das plantas possui forte relação com a disponibilidade de fósforo, sendo que elas possuem mecanismos para aumentar sua disponibilidade, como a liberação de ácidos orgânicos e enzimas (Bais *et al.*, 2004). A utilização desses mecanismos resulta na liberação de P-PO<sub>4</sub> solúvel a partir da quebra de moléculas ou liberação de PO<sub>4</sub> adsorvido no meio suporte. A influência da dinâmica da vegetação no presente estudo fica mais evidente ao se observar que apenas a unidade controle teve tendência de aumento linear da concentração de fosfato (Figura 53).



**Figura 53** – Concentração de P-PO<sub>4</sub> e linha de tendência de cada unidade para a segunda etapa

#### 5.2.4 Terceira etapa: unidades operadas em série

Nesta seção são apresentados e discutidos os dados referentes à terceira etapa do experimento 1 em que se buscou avaliar a influência do TDH elevado durante operação contínua. Para tanto, duas unidades foram acopladas dobrando o tempo de contato entre o lixiviado e o sistema *wetland*, aumentando o TDH. Para tanto, duas unidades (A seguida de B) foram instaladas, com alimentação contínua, sem recirculação. Além disso, alimentou-se o sistema com solução de micronutrientes, visando avaliar possíveis mudanças na eficiência do sistema em comparação com as etapas anteriores.

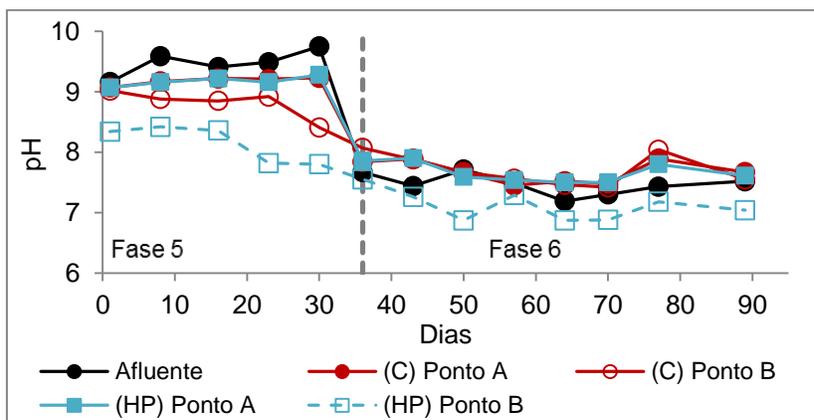
## 5.2.4.1 Parâmetros ambientais

## (a) pH

Os dados de pH são apresentados na Tabela 26 . É possível observar o comportamento diferente do pH para as fases 5 e 6 (Figura 54). Na fase 5, o pH afluente, sem ajuste, variou entre 9,16 e 9,75, com valor médio de  $9,48 \pm 0,2$ . Nesta fase, verificou-se redução de pH ao longo das unidades do controle e HP, resultando em pH final de  $8,82 \pm 0,2$  e  $8,15 \pm 0,3$  para controle e HP, respectivamente (Figura 55 - Fase 5). Na fase 6, com o ajuste de pH (com HCl 1 N), o afluente teve pH variando entre 7,19 e 7,71, com valor médio de  $7,47 \pm 0,2$ . Nesta fase, exceto para a unidade B da HP, verificou-se sensível aumento do pH, resultando em pH final de  $7,71 \pm 0,3$  e  $7,12 \pm 0,3$ , para controle e HP, respectivamente (Figura 55 - Fase 6).

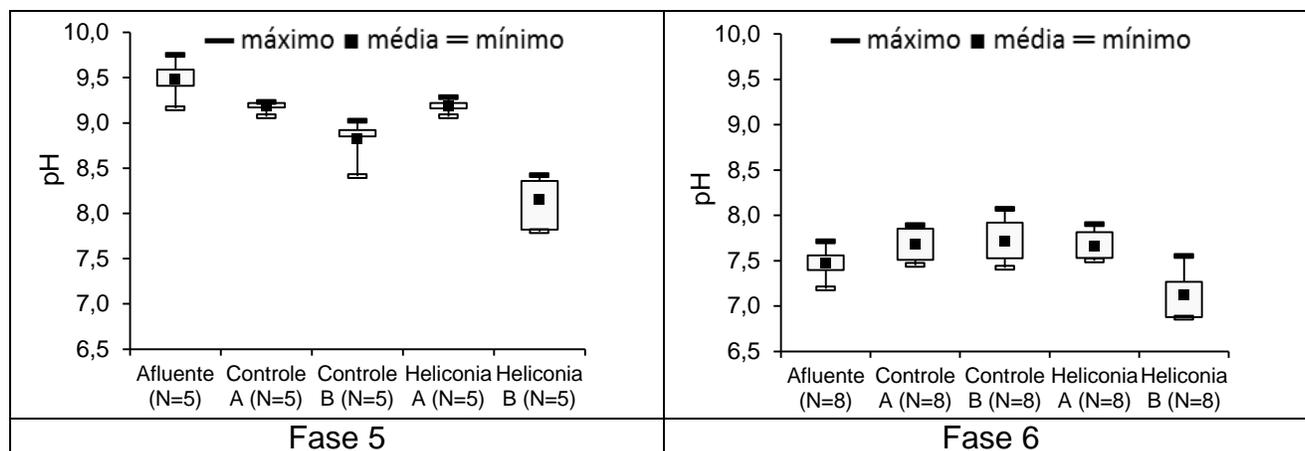
**Tabela 26** – Dados de pH das unidades A e B do controle (C) e *Heliconia psittacorum* (HP) para a terceira etapa do experimento 1

	Fase 5					Fase 6				
	Afl	C (A)	C (B)	HP (A)	HP (B)	Afl	C (A)	C (B)	HP (A)	HP (B)
Média	9,48	9,18	8,82	9,18	8,15	7,47	7,68	7,71	7,66	7,12
Máximo	9,75	9,23	9,02	9,28	8,42	7,71	7,89	8,07	7,90	7,55
Mínimo	9,16	9,07	8,41	9,07	7,8	7,19	7,45	7,42	7,50	6,87
Desvio	0,22	0,07	0,24	0,08	0,31	0,17	0,18	0,26	0,16	0,25
n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8



**Figura 54** – Variação do pH do afluente e efluente das unidades A e B do controle e HP ao longo do tempo de operação da terceira etapa

O comportamento de redução do pH na unidade plantada pode ser compreendido a partir da liberação de ácidos orgânicos pela vegetação e pela intensificação dos processos biológicos proporcionado na zona de raízes, estando de acordo com os resultados obtidos nas etapas anteriores.



**Figura 55** – Boxplot de pH ao longo das unidades A e B do controle e HP para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento

#### 5.2.4.2 Eficiência de tratamento

##### (a) Matéria orgânica

A Tabela 27 apresenta os dados de DQO, Carbono Orgânico Total (COT) e cor real para as fases 5 e 6. Durante a Fase 5, o lixiviado afluente apresentou concentração média de DQO de  $641 \pm 32 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultando em carga orgânica de  $1,9 \pm 0,1 \text{ g.d}^{-1}$  e taxa de aplicação de  $3,9 \pm 0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . A remoção global média de DQO foi de 6,1% e 13,7% para o controle e HP, respectivamente.

**Tabela 27** – Concentração de DQO, Carbono Orgânico Total (COT) e cor real para as unidades A e B do controle (C) e *Heliconia* (HP) para terceira etapa do experimento 1

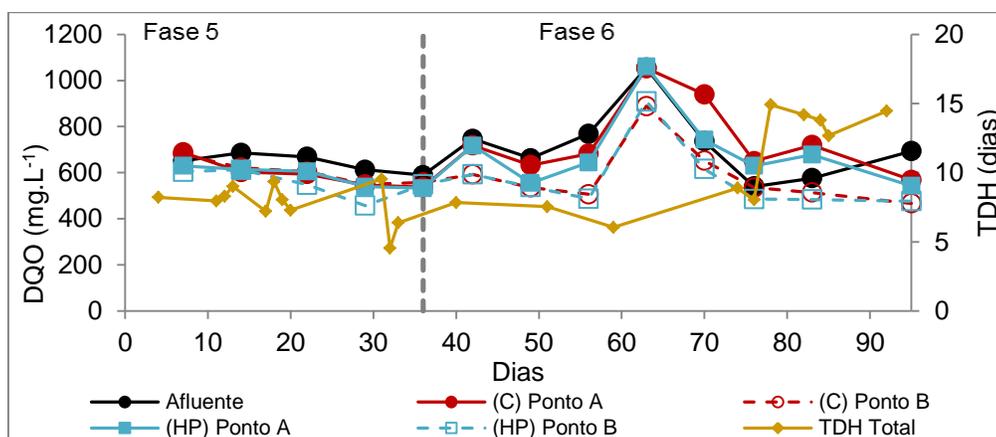
		Fase 5					Fase 6				
		Afl	C (A)	C (B)	HP (A)	HP (B)	Afl	C (A)	C (B)	HP (A)	HP (B)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	641	593	602	584	554	722	745	586	696	573
	Máximo	686	688	680	630	613	1055	1053	889	1061	910
	Mínimo	589	537	549	532	457	540	568	467	543	477
	Desvio	32	42	39	39	44	104	126	193	108	99
	n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8
COT (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	237	209	215	209	204	303	304	265	289	259
	Máximo	270	234	255	234	231	465	426	395	417	375
	Mínimo	215	184	193	184	166	201	212	193	187	195
	Desvio	10	17	18	16	20	60	55	50	55	39
	n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8
Cor Real (PtCo)	Média	1090	1069	1324	1120	1321	964	995	937	955	919
	Máximo	1150	1177	1608	1180	1608	1994	1476	1298	1374	1249
	Mínimo	965	942	1156	1042	1057	419	597	643	640	559
	Desvio	84	82	114	59	194	445	254	140	199	188
	n	5	5	5	5	5	8	8	7	7	7

A maior parte da remoção ocorreu na unidade A (Figura 57 A). No caso do controle, a unidade A foi responsável por toda a remoção verificada, enquanto na unidade B não houve remoção ou, ainda, verificou-se sensível aumento da DQO. Para HP, a unidade A foi responsável por 8,9% da remoção global, enquanto a unidade B contribuiu com 4,7%.

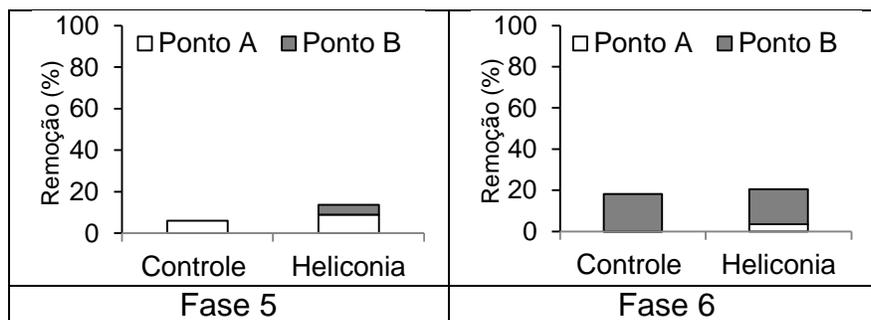
Para a Fase 6, o lixiviado afluyente apresentou concentração média de DQO de  $722 \pm 104$  mg.L<sup>-1</sup>, resultando em carga orgânica de  $1,8 \pm 0,7$  g.d<sup>-1</sup> e taxa de aplicação de  $3,9 \pm 1,5$  g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Nesse momento, o comportamento da remoção proporcional de DQO de cada unidade (A e B) se inverteu, de forma que a unidade A perdeu rendimento e a unidade B passou a remover a DQO de maneira mais efetiva (Figura 57 – Fase 6). Para o controle, a remoção global foi de 18,2%, sendo que, em média, a remoção ocorreu apenas na unidade B. Para a HP, a remoção global média foi de 20,4%. Nesse caso, a unidade B foi responsável por 17% da remoção global, enquanto a unidade A contribuiu com apenas 3,5%. Em relação ao COT, verificou-se comportamento muito

semelhante à DQO, com maior remoção na unidade A para fase 5 e inversão na fase 6 (Figura 59).

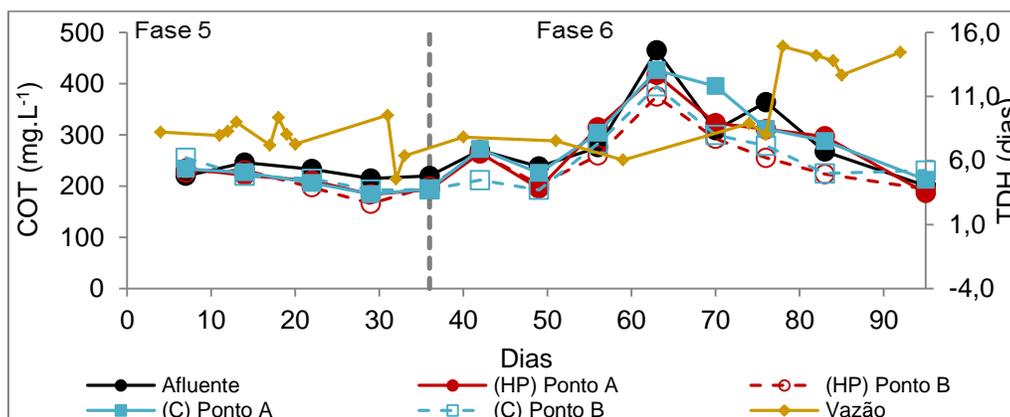
A inversão do comportamento das unidades pode ter ocorrido por conta do choque causado pela alteração de pH, afetando principalmente a primeira unidade. Nesse sentido, a unidade B, na fase 6, compensou a perda de eficiência da primeira unidade. Quando há alteração de pH no tratamento de lixiviado, podem ocorrer alterações inesperadas na toxicidade do mesmo, o que poderia explicar o comportamento observado (Martinen *et al.*, 2002).



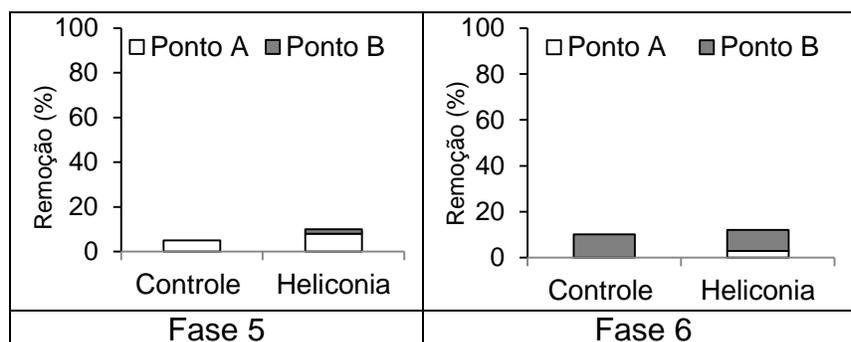
**Figura 56** – Concentração de DQO nas unidades A e B do controle (C) e HP e TDH ao longo do tempo da terceira etapa



**Figura 57** – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de DQO para fase 5 e 6.



**Figura 58** – Concentração de COT nas unidades A e B do controle (C) e HP e TDH ao longo da terceira etapa

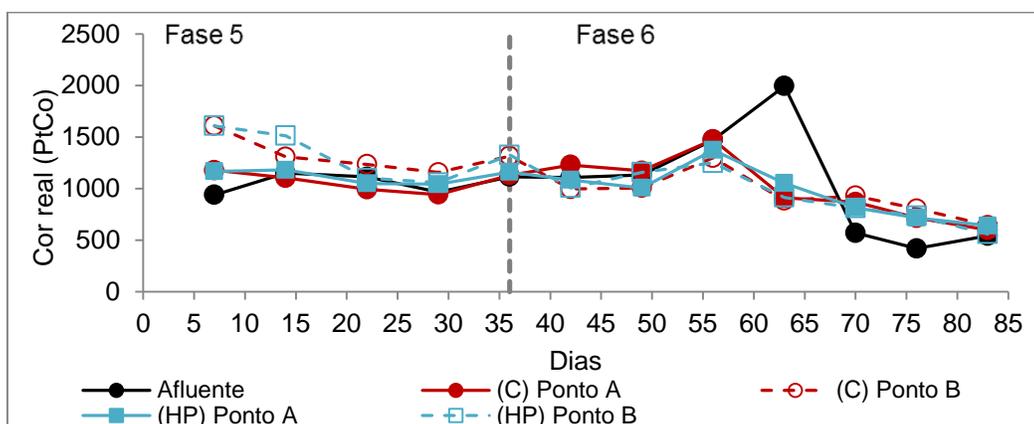


**Figura 59** – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de COT para fase 5 e 6.

Para toda a terceira etapa, considerando as duas fases, os sistemas apresentaram remoção global de DQO variando entre nula e 34% com média de 13,3%, para o controle, e entre 7% e 37% com média de 17,8% para HP. As análises estatísticas dos dados realizadas por meio do teste de Mann-Whitney mostraram que não há diferença estatística entre as unidades A e B, tanto para o controle quanto para HP. Para COT os valores médios foram 8,2% e 11,3% para controle e HP, respectivamente. Segundo o teste estatístico, também não há diferença significativa em relação à presença de vegetação. Além disso, a Figura 56 mostra que eventuais aumentos de TDH não surtiram efeito sobre o comportamento da DQO em nenhuma das unidades. Tal comportamento sugere que tanto o TDH quanto a disponibilidade de micronutrientes não são os

fatores determinantes para a remoção de matéria orgânica no presente estudo, confirmando a tendência observada nas etapas anteriores.

Assim como na etapa anterior, não se verificou remoção elevada de cor (Figura 60), o que poderia ser explicado pela contribuição de ácidos húmicos e fúlvicos para esse parâmetro, os quais são notadamente recalcitrantes. Logo, considerando todos os dados gerados no experimento 1, é possível inferir que o fator limitante para remoção de matéria orgânica esteja relacionado à sua composição pouco biodegradável.



**Figura 60** – Concentração de cor real nas unidades A e B do controle (C) e HP e TDH ao longo da terceira etapa

De maneira geral, tratamentos biológicos de lixiviado, sem pré-tratamento físico químico para aumento da biodegradabilidade, apresentam um limite para remoção de matéria orgânica que não pode ser superado mesmo com aumento de TDH ou tempo de residência celular (Ziyang *et al.*, 2014). Por conta disso, verifica-se que após tratamento biológico, permanecem concentrações altas de DQO e cor, as quais provavelmente poderiam ser removidas com o auxílio de técnicas de oxidação avançada (Quan *et al.*, 2013).

Outro fator de preocupação relacionado a lixiviados é a toxicidade devido a sua variada composição (Wisznioski *et al.*, 2006; Mannarino *et al.*, 2011). Silva *et al.* (2003) avaliaram a toxicidade de um lixiviado velho, através de

ensaios com *Vibrio fisheri*, *Daphnia similis*, *Artemia salina* e *Brachydanio rerio*, e verificaram efeitos negativos para todos os organismos testados. Alguns trabalhos apontam o N-NH<sub>4</sub>, como causador de toxicidade para o tratamento biológico (Rodrigues, 2004; Telles, 2010), No presente estudo, empregou-se o sistema de dessorção de amônia, com vistas a reduzir a toxicidade por N-NH<sub>4</sub>, no entanto, Marttinen *et al* (2002) reportaram que a toxicidade do lixiviado pode não ser efetivamente removida por tal sistema, ressaltando a toxicidade causada por compostos orgânicos.

### (b) Nitrogênio

A Tabela 28 apresenta os dados de N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-Total e Carbono Inorgânico para as fases 5 e 6.

**Tabela 28** – Concentração de N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-total e Carbono Inorgânico para as unidades A e B do controle (C) e *Heliconia* (HP) para terceira etapa do experimento 1

		Fase 5					Fase 6				
		Afl	C (A)	C (B)	HP (A)	HP (B)	Afl	C (A)	C (B)	HP (A)	HP (B)
N-NH <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	148,3	139,3	46,8	136,6	36,1	168,8	172,5	93,1	155	73,4
	Máximo	231,3	241,4	75,9	182,1	64,6	209,3	206,2	167,6	210,4	159,9
	Mínimo	26	23,8	13,9	23,9	1,6	82,5	151,7	59,6	126,7	28,1
	Desvio	67,6	65,4	23,8	48,8	26,5	28,7	15,9	26,9	15,8	40,5
	n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	3,8	46,1	83,4	34,6	78,1	2,1	7,8	79	20,8	78,3
	Máximo	13,4	107,5	135,8	72,5	110,6	3,1	23,7	125,1	48	111
	Mínimo	0,2	28,2	41,5	8,6	56,3	0,3	0,5	13	0,7	10,2
	Desvio	3,8	24,6	23,1	19	17,8	0,7	6,4	31	18,2	30,4
	n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8
N-total (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	227,4	237,4	181	229,2	152,6	228,6	255,8	216,3	241,5	174,1
	Máximo	326	318	228	295	207	305	339	313	332	287
	Mínimo	70	81	93	70	86	102	156	159	147	114
	Desvio	99,9	64,3	36,8	63,7	28,5	54,2	41,8	42,3	48,8	44,7
	n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8
C-Inorgânico (mg.L <sup>-1</sup> )	Média	201,2	209,1	137,2	222,5	153,7	180,4	206,7	99	178,7	87,2
	Máximo	245,3	301	177,8	283,6	197,1	227,9	283,7	228,8	278,6	225,9
	Mínimo	142,2	127,2	70,5	132,8	95,5	120,6	147,9	24,1	117,1	0
	Desvio	44,8	58,4	29	54,3	29,3	28,1	32	62,4	42,6	67,6
	n	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8

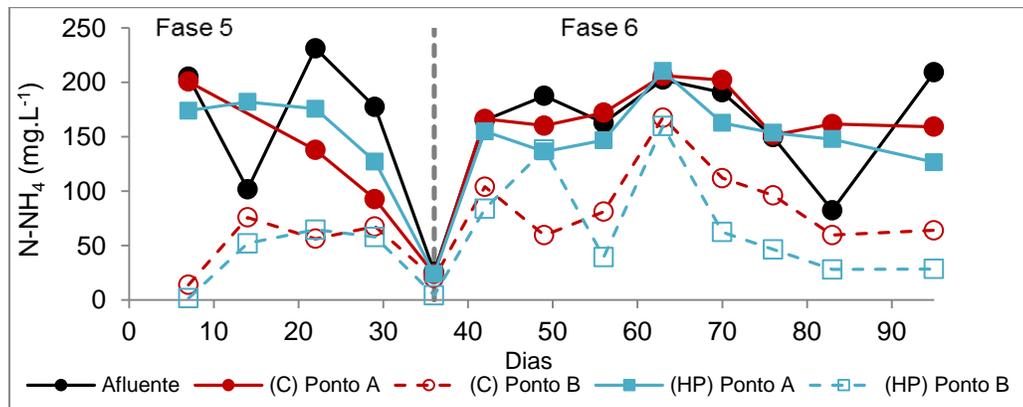
Durante a fase 5, o lixiviado afluyente apresentou concentração média de N-NH<sub>4</sub> de 148,3±67,6 mg.L<sup>-1</sup>. Ressalta-se que no dia 36 (feriado de carnaval), o sistema de dessorção de amônia operou por maior tempo, o que culminou em concentração de N-NH<sub>4</sub> afluyente aos *wetlands* de 26 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 61). Para o controle a remoção média das unidades A e B foi, respectivamente, 25% e 49%, resultando em remoção global média de 56%. Para HP, os valores médios de remoção foram 36,2% e 74,5% para as unidades A e B, respectivamente, com remoção global média de 80,7%.

Para a fase 6, a concentração afluyente média de N-NH<sub>4</sub> foi de 168,8±28,7 mg.L<sup>-1</sup>. Nessa fase todas as unidades apresentaram perda de eficiência. Para o controle a remoção global média foi de 43%. No entanto a unidade A apresentou aumento da concentração cabendo à unidade B remover em média 47,1%. Para a HP, o comportamento foi semelhante, com remoção média baixa de 1% na unidade A e maior parte da remoção média na unidade B, de 54%, resultando em remoção média de 58%. Considerando os dados gerados nas duas fases (5 e 6), o teste de Mann-Whitney mostrou diferenças estatísticas significativas na remoção de N-amoniaco entre as unidades Controle A e Controle B ( $p=0,0035$ ) e entre as unidades *Heliconia* A e *Heliconia* B ( $p=0,0056$ ). A Figura 62 mostra a contribuição de cada unidade para a remoção de N-NH<sub>4</sub>.

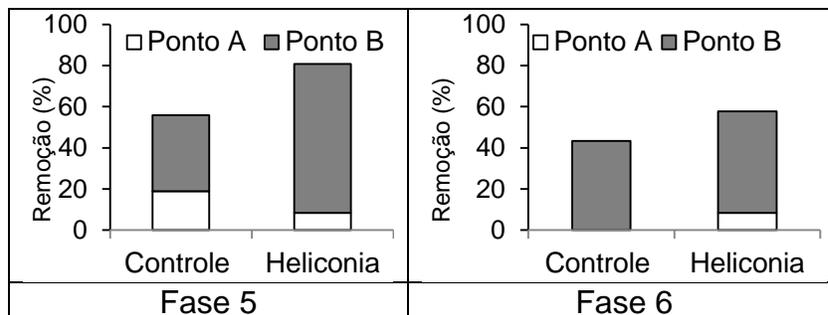
O comportamento observado nessa fase apoia a sugestão da influência do TDH na eficiência de remoção do sistema *wetland* no presente estudo. Nesse sentido, a exemplo das fases anteriores, foi necessário um TDH de cerca 9 dias para alcançar remoções altas de N-NH<sub>4</sub>. Além disso, a unidade vegetada apresentou médias de remoção maiores em relação à unidade controle.

Segundo Wu *et al.* (2001), embora a taxa de fornecimento de oxigênio pela planta varie amplamente por conta de diversos fatores relacionados à espécie vegetal, fatores ambientais e de operação do sistema, a principal fonte de oxigênio em *wetlands* construídos é a difusão a partir da atmosfera. Ouellet-

Plamondon *et al.* (2006), verificaram, em *wetland* de fluxo subsuperficial horizontal, que a implantação de um sistema de aeração artificial não compensou totalmente a ausência de vegetação para remoção de NTK, sugerindo que a vegetação, além de transportar oxigênio para a rizosfera, possui outros mecanismos de favorecimento do tratamento. Isso pode estar relacionado à capacidade da vegetação de favorecer um maior desenvolvimento de microrganismos, tanto em termos de quantidade quanto diversidade na rizosfera (Zhang *et al.*, 2010; Zhu *et al.*, 2010).



**Figura 61** – Concentração de  $N-NH_4$  nas unidades A e B do controle (C) e HP ao longo da terceira etapa



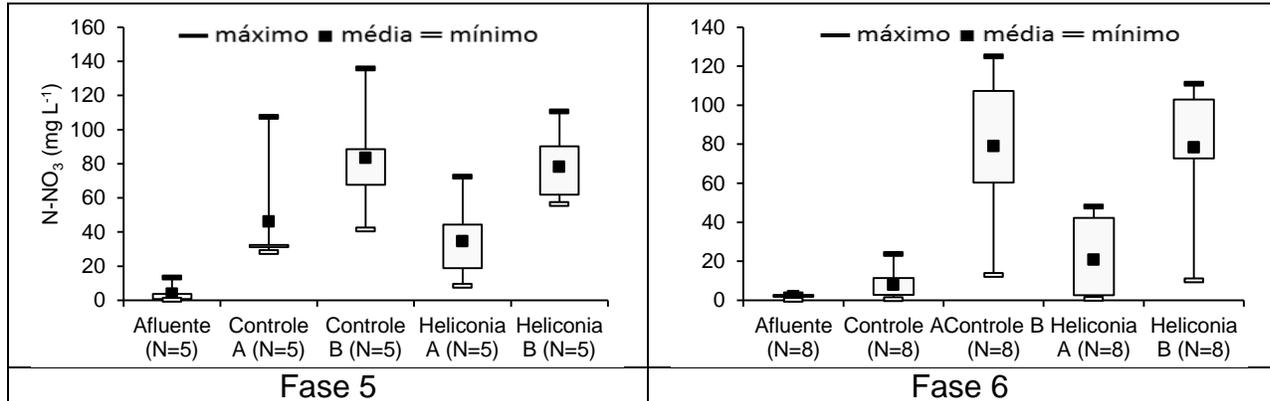
**Figura 62** – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de  $N-NH_4$  para fase 5 e 6.

A Figura 63 mostra o aumento da concentração de  $N-NO_3$  em todas as unidades nas duas fases da terceira etapa. O perfil de aumento é semelhante ao perfil de remoção de  $N-NH_4$ . Ou seja, ocorreu maior produção de  $N-NO_3$  nas

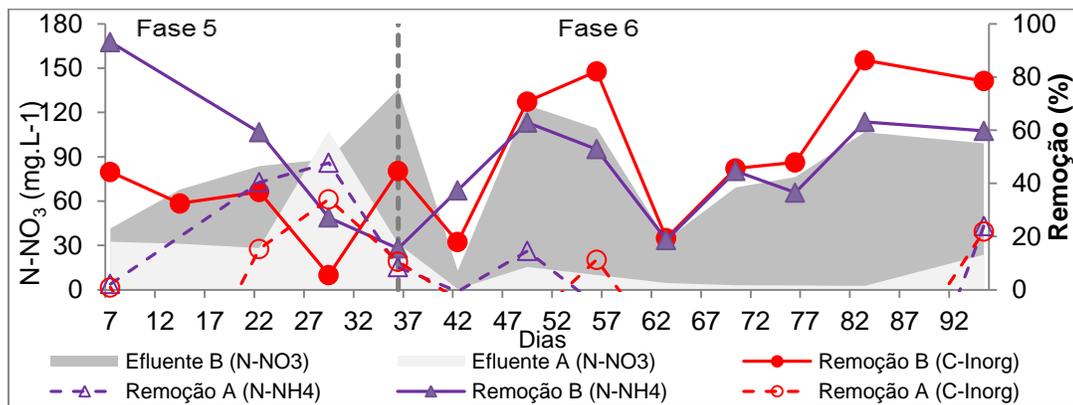
unidades B. A concentração afluyente para a fase 5 e 6 foi, respectivamente, de  $3,8 \pm 3,8$  e  $2,1 \pm 0,7$   $\text{mg.L}^{-1}$ . Para o controle, na fase 5, as concentrações efluentes foram  $46,1 \pm 24,6$  e  $83,4 \pm 23,1$   $\text{mg.L}^{-1}$ , para unidade A e B, respectivamente, enquanto na fase 6 os valores foram  $7,8 \pm 6,4$  e  $79 \pm 31$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Para HP obteve-se, para unidade A e B respectivamente,  $34,6 \pm 19$  e  $78,1 \pm 17,8$   $\text{mg.L}^{-1}$ , para fase 5, e  $20,8 \pm 18,2$  e  $78,3 \pm 30,4$   $\text{mg.L}^{-1}$ , para fase 6.

As Figura 64 e Figura 65 indicam que os aumentos de nitrato ocorreram nos mesmos momentos em que se obteve remoção de N-NH<sub>4</sub> e remoção de carbono inorgânico. A nitrificação é um dos principais processos responsáveis pela de remoção de N-NH<sub>4</sub> em *wetlands* construídos, caracterizando-se pela oxidação do N-NH<sub>4</sub> a N-NO<sub>3</sub> (Saeed e Sun, 2012). Além disso, como verificado na etapa anterior, a remoção de N-NH<sub>4</sub> pode se relacionar com a redução de alcalinidade, pois os microrganismos que oxidam N-NH<sub>4</sub> (nitrossomas) são autotróficos, ou seja, consomem carbono inorgânico (notadamente carbonato e bicarbonato) (Guisasola *et al.* 2007). Nesse sentido, considerando os dados gerados nessa etapa e nas etapas anteriores, aponta-se a nitrificação como a principal via de remoção de N-NH<sub>4</sub> no presente estudo.

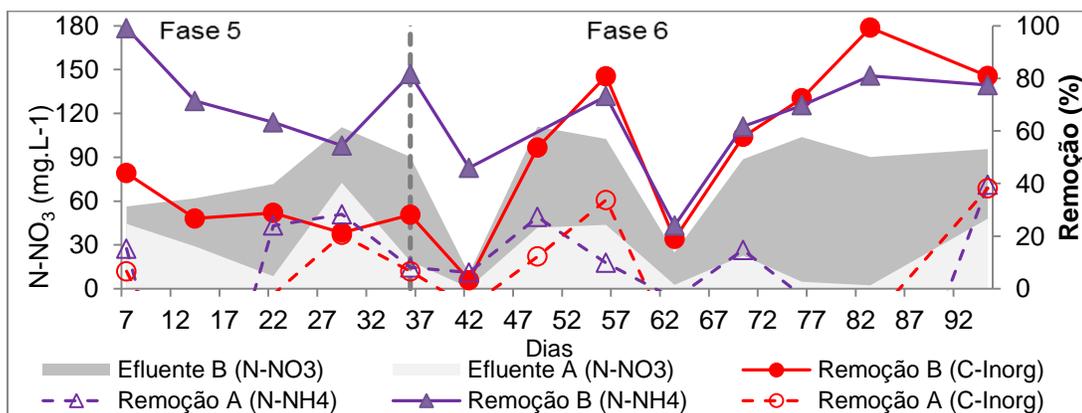
*Wetlands* construídos de fluxo subsuperficial são considerados, em geral, como sistemas em grande parte anaeróbios, onde, a princípio o processo de nitrificação é limitado (Vymazal e Kröpfelová, 2009). No entanto, pode-se compreender o comportamento obtido no presente estudo a partir da difusão de oxigênio atmosférico, principalmente considerando a profundidade baixa das unidades. A principal via de fornecimento de oxigênio em *wetlands* é por difusão, criando uma camada superficial aeróbia, onde ocorre a oxidação de N-NH<sub>4</sub>. Assim, a remoção do N-NH<sub>4</sub> nessa camada superficial cria um gradiente de concentração do mesmo, promovendo o transporte ascendente, via difusão, do N-NH<sub>4</sub> nas camadas inferiores (anaeróbias) para a zona aeróbia. Assim, o fator limitante da nitrificação está mais associado à de difusão de O<sub>2</sub> atmosférico do que à concentração de OD em dado momento (Wu *et al.*, 2001).



**Figura 63** – Boxplot de N-NO<sub>3</sub> ao longo das unidades A e B do controle e HP para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento



**Figura 64** – Concentração de N-NO<sub>3</sub>, remoção de N-NH<sub>4</sub> e carbono inorgânico (C-Inorg) no efluente da unidade controle A e B ao longo da terceira etapa

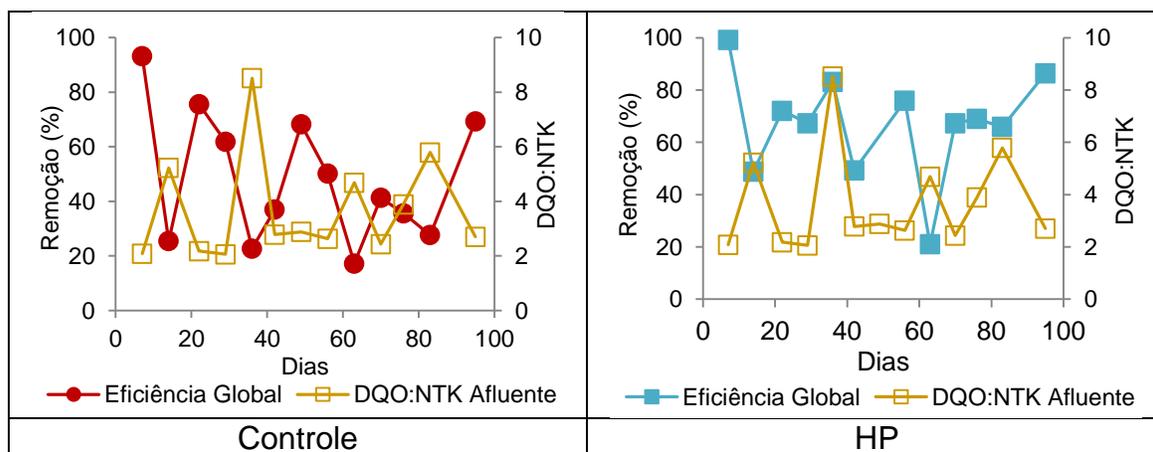


**Figura 65** – Concentração de N-NO<sub>3</sub>, remoção de N-NH<sub>4</sub> e carbono inorgânico (C-Inorg) no efluente da unidade HP A e B ao longo da terceira etapa

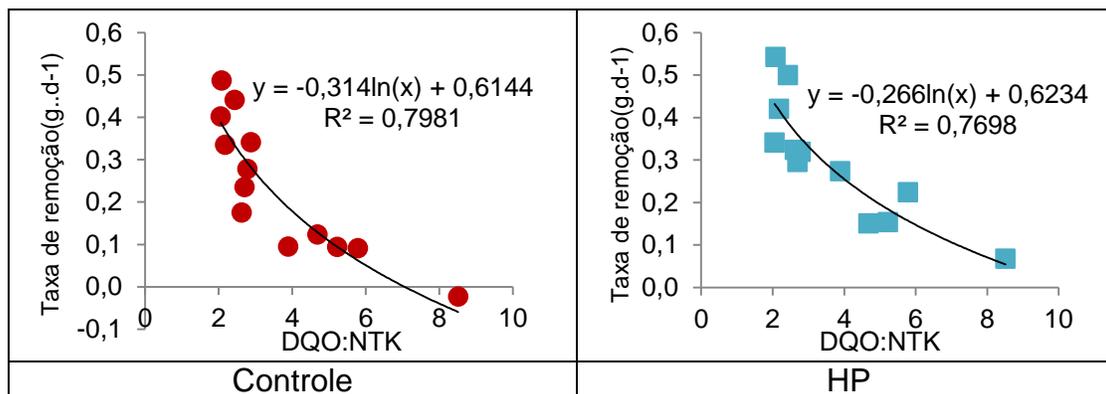
O processo de nitrificação é influenciado pela relação entre C e N, por conta da competição entre os microrganismos heterotróficos e autotróficos no tocante ao uso de oxigênio para degradação de matéria orgânica e oxidação do N-NH<sub>4</sub>. Nesse sentido, quanto maior a quantidade de matéria orgânica em relação ao nitrogênio, mais dificultada será a nitrificação (Zhu *et al.* 2014).

A Figura 66 mostra a eficiência global de remoção de N-NH<sub>4</sub> e a relação DQO:NTK do afluente de cada unidade para toda a terceira etapa. Ressalta-se que a concentração de NTK foi obtida através da subtração do N-Total pelo N-NO<sub>3</sub>. Esse cálculo considera que o resultado representa a soma de N-orgânico e N-NH<sub>4</sub>, presumindo que não ocorreram concentrações altas de N-NO<sub>2</sub>, haja vista que com OD disponível é, em geral, oxidado a N-NO<sub>3</sub> duas vezes mais rápido que produzido (Wett e Rauch, 2003).

A comparação entre N-NH<sub>4</sub> e DQO:NTK para o controle e HP revela uma relação inversa para o controle, de forma que nos momentos em que a relação DQO:NTK foi elevada, registraram-se quedas de remoção de N-NH<sub>4</sub>. Apesar da limitada quantidade de dados obtidos, a Figura 67 mostra que aparentemente houve uma tendência logarítmica entre a taxa de remoção de N-NH<sub>4</sub> e a relação DQO:NTK, de maneira que a taxa de remoção cai com o aumento da relação DQO:NTK, com R<sup>2</sup> de 0,798 e 769, para o controle e HP, respectivamente.



**Figura 66** – Remoção global de N-NH<sub>4</sub> e relação DQO:NTK do afluente para as unidades controle e HP ao longo da terceira etapa



**Figura 67** – Relação entre a taxa de remoção de  $N-NH_4$  e DQO:NTK com curva de tendência logarítmica para os dados gerados na terceira etapa para as unidades controle e HP

Zhu e Chen (2001) avaliaram o desempenho de um sistema composto por 7 biofiltros instalados em série para a remoção de  $N-NH_4$  de um efluente sintético com relações de C:N de 0, 0,5, 1, e 2, sendo a fonte de carbono a base de sacarose. Os pesquisadores observaram que as remoções de  $N-NH_4$  nos reatores 1 e 2, foram significativamente menores com relação C:N de 0,5 quando comparado com o valor de 0. No entanto, as remoções nos reatores 3 e 4 foram mais elevadas nesse caso, demonstrando que a fonte de carbono foi consumida nos dois primeiros reatores, com a comunidade microbiana nitrificante dominando os reatores seguintes.

Tais resultados se comparam aos obtidos no presente estudo, principalmente na fase 5, quando se verificou remoção de DQO nas unidades A e remoção de  $N-NH_4$  nas unidades B. Zhu e Chen (2001) ainda verificaram que houve menor diferença nos resultados comparando os ensaios com C:N de 1 e 2. Segundo os pesquisadores, isso se deve ao fato de a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas aumentar em função da concentração de matéria orgânica biodegradável até alcançar um nível de saturação. Isso resulta na redução gradativa do potencial limitante sobre as nitrificantes com o aumento da carga orgânica. Esse comportamento pode ser comparado à tendência

apresentada na Figura 67, na qual a redução da taxa de remoção de  $\text{N-NH}_4$  é menos significativa com valores de DQO:NTK mais elevados.

Ding *et al.* (2012) avaliaram *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal para a remoção de  $\text{N-NH}_4$  em efluente sintético com relações C:N variando entre 0 e 9. Os autores verificaram a concentração de oxigênio dissolvido no efluente decresceu com o aumento de C:N, resultando na perda de eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4$ , causada pela competição pelo oxigênio entre os microrganismos heterotróficos e autotróficos. Com relação C:N de 0, verificou-se aumento da concentração de  $\text{N-NO}_3$ , por conta da nitrificação e limitação da desnitrificação por falta de fonte de carbono. Quando a relação C:N foi elevada para 2 e 4, obteve-se nitrificação e desnitrificação simultânea. No entanto, para valores de 6 e 9 verificou-se grande remoção de  $\text{N-NO}_3$  afluente, mas menor eficiência para  $\text{N-NH}_4$ .

Zhu *et al.* (2014) operaram *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal plantados com *P. australis* e *Calamagrostis angustifolia* alimentados com efluente sintético, composto por glicose como fonte de carbono, com carga hidráulica de  $18 \text{ mm.d}^{-1}$ . Os autores avaliaram relações C:N de 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7, verificando que a eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4$  decresceu com o aumento da relação C:N. Com valor de C:N de 6 e 7, obtiveram efeitos negativos sobre a remoção de N-Total, o que foi explicado por conta redução da oxidação de  $\text{N-NH}_4$  limitando a quantidade de  $\text{NO}_3$  para desnitrificação. Segundo os autores, o aumento do carbono causou maior consumo de OD, culminando em um ambiente deficiente em oxigênio, dificultando a nitrificação.

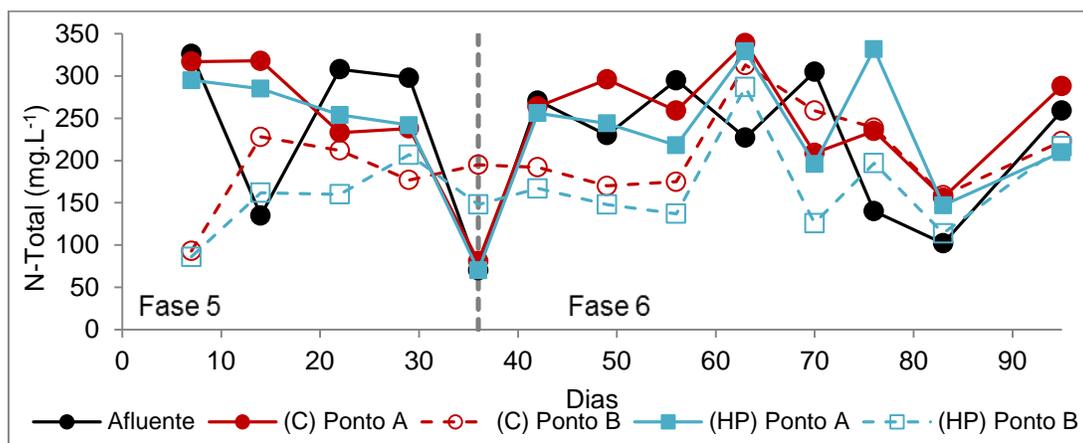
Mannarino *et al.* (2006), operaram um sistema de fluxo horizontal, plantado com gramíneas locais, e preenchido com argila e pedra brita para o pós-tratamento de lixiviado efluente de sistema de lodos ativados. O lixiviado tratado era proveniente do aterro sanitário de Gramacho/RJ, com idade superior a 30 anos e relação DQO: $\text{N-NH}_4$  de 5,8. Com TDH de 9 dias, verificou-se

remoção média de  $\text{N-NH}_4$  de 45%, resultando em lixiviado com concentração de  $203 \text{ mgN-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$ .

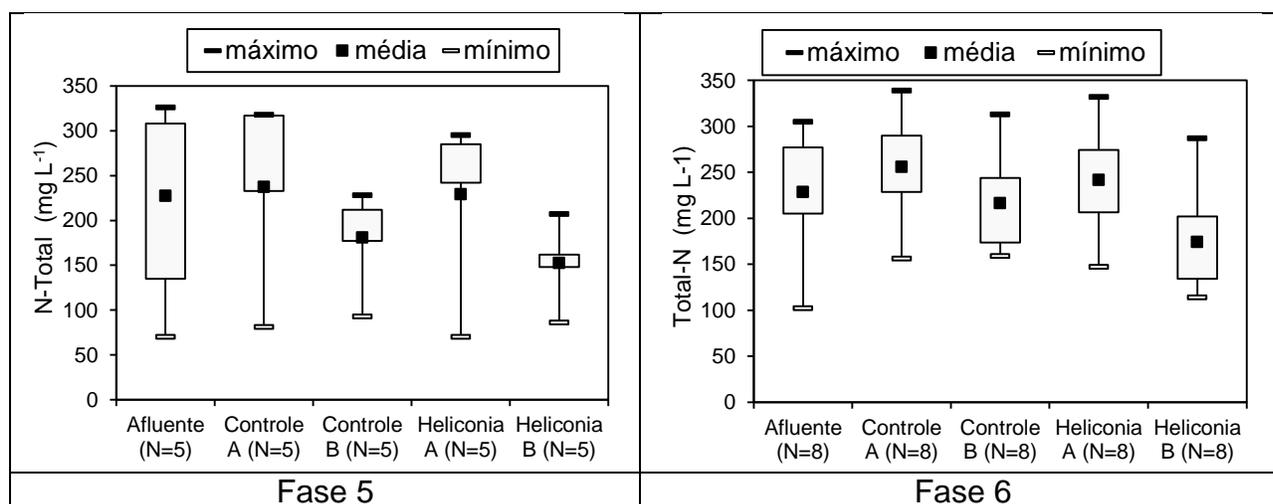
Considerando isso, observa-se ainda que no presente estudo as remoções de  $\text{N-NH}_4$  foram menores na fase 6, coincidindo com perda de eficiência de remoção de DQO nas unidades A e compensação pelas unidades B, o que pode ter gerado uma situação de maior competição entre heterotróficas e autotróficas. Ressalta-se que o objetivo inicial do presente estudo não foi avaliar a relação C:N, portanto, os dados são limitados, não permitindo tirar conclusões definitivas. Por conta disso, as afirmações referentes a esse assunto são feitas em caráter de avaliação de uma provável tendência.

Nesse sentido, a princípio a mudança de pH entre as fases 5 e 6 não teve efeito direto na remoção  $\text{N-NH}_4$ , sendo que sua influência ocorreu através do efeito causado na remoção de matéria orgânica, como explicado acima. No entanto, ressalta-se que a redução do pH desloca o equilíbrio químico entre  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4$  para o lado do segundo, que é menos volátil (Leite *et al.*, 2009). Assim, parte da perda de eficiência na fase 6 pode estar conectada à redução da dessorção de  $\text{NH}_3$ .

Em relação ao nitrogênio total, da mesma forma que nas etapas anteriores, verificou-se comportamento instável (Figura 68). No entanto as remoções verificadas ocorreram principalmente na unidade B (Figura 69). Isso está de acordo com os resultados obtidos nas etapas anteriores, quando as remoções ocorreram quando havia remoção de  $\text{N-NH}_4$ , o sugere que pode ter ocorrido o processo de nitrificação-desnitrificação para remoção de N-Total.

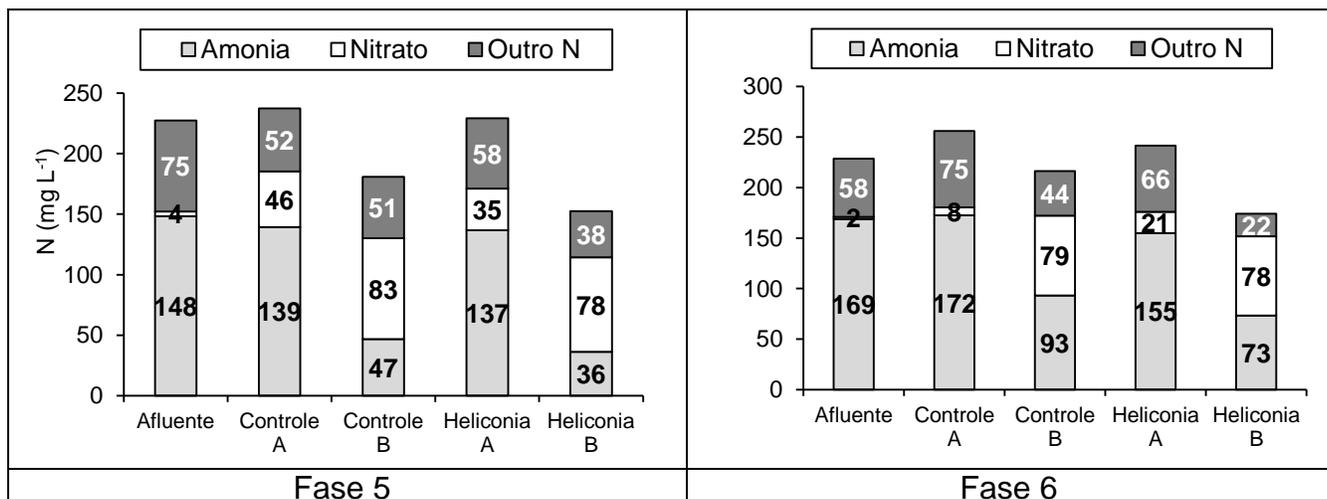


**Figura 68** – Concentração de N-Total nas unidades A e B do controle (C) e HP ao longo da terceira etapa



**Figura 69** – Boxplot de N-Total ao longo das unidades A e B do controle e HP para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento

A Figura 70 mostra que na média o sistema *wetland* tendeu a acumular N-NO<sub>3</sub>, embora tenha ocorrido remoção de N-Total na unidade B. Como a desnitrificação é um processo que depende da disponibilidade de matéria orgânica biodegradável em ambiente anóxico, a recalcitrância do lixiviado e presença de OD podem ter sido os principais limitantes para remoção de N-total. Diversos estudos com *wetlands* construídos demonstram remoção média de N-Total abaixo de 35% (Vymazal, 2009).



**Figura 70** – Balanço de concentração das formas de nitrogênio no afluente e efluente das unidades A e B do controle e Heliconia, para as fases 5 e 6 da terceira etapa do experimento 1

Zhu *et al.* (2014), utilizando diferentes relações C:N em efluente sintético, como detalhado anteriormente, verificou que o valor ótimo para remoção de N-Total foi 5. Wojciechowska *et al.* (2010) estudaram um sistema subsuperficial horizontal em escala real, plantado com *P. australis*, no tratamento de lixiviado velho (32 anos), com relação DQO:N-NH<sub>4</sub> de 5,3. Os pesquisadores obtiveram remoção média de N-NH<sub>4</sub> e N-Total de, respectivamente, 67,4% e 65%.

O melhor desempenho na redução da concentração de N-Total por parte da unidade HP (Figura 70), pode ser explicada pela possível fixação de nitrogênio e pela liberação de ácidos orgânicos pelas plantas, contribuindo como uma fonte adicional de carbono para a desnitrificação (Zhu *et al.*, 2014; Kamarudzaman *et al.*, 2011).

## 6. CONCLUSÕES

O presente trabalho avaliou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de dois experimentos. O experimento 2 gerou apenas dados preliminares, não sendo possível gerar conclusões concretas. No entanto verificou-se que a estratégia de partida adotada para adaptação da biomassa, resultou em aumento da concentração suspensa da mesma no reator, avaliada através da concentração de SSV, embora não tenha se verificado desenvolvimento de biofilme nos anéis *pall*.

O experimento 1 avaliou o papel do sistema de *wetland* construído e trouxe os seguintes esclarecimentos para melhor compreensão da aplicação de tal tecnologia para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário:

- As espécies de plantas utilizadas, *Cyperus papyrus*, *Heliconia psittacorum* e *Gynerium sagittatum*, não se adaptaram plenamente às condições ambientais e de manejo do experimento. Além disso, verificou-se que o lixiviado diluído (entre 10% e 30%) causou efeitos negativos às plantas, com morte da espécie *Gynerium sagittatum* e senescência nas espécies *Cyperus papyrus* e *Heliconia psittacorum*;
- A remoção de matéria orgânica (MO), avaliada na forma de DQO, foi relativamente baixa, com médias, para todas as etapas e unidades, inferiores a 40%, resultando em concentração entre 270 e 750 mg.L<sup>-1</sup>. Esse comportamento foi relacionado principalmente à recalcitrância do lixiviado e à inibição dos microrganismos pela toxicidade do lixiviado;
- Em relação ao nitrogênio, verificou-se boa capacidade de remoção de N-NH<sub>4</sub> pelo sistema de *wetland* construído, principalmente na segunda e terceira etapas com médias de remoção variando entre 43% e 81%, resultando em concentrações entre 20 e 223 mg.L<sup>-1</sup>. As remoções de N-NH<sub>4</sub> foram acompanhadas por aumento da concentração de N-NO<sub>3</sub>. Aponta-se o processo de nitrificação como a principal via de remoção de N-NH<sub>4</sub> no presente estudo;

- Em relação à remoção de N-total, foram obtidas baixas remoções para todas as unidades durante todo o período experimental, com remoção global média sempre abaixo de 16%, e concentrações médias entre 152,6 e 368 mg.L<sup>-1</sup>. O principal fator limitante nesse caso está relacionado à falta de matéria orgânica facilmente biodegradável para viabilização do processo de desnitrificação e possível concentração de OD, impossibilitando a existência de condição anóxica;
- O TDH influenciou positivamente a remoção de N-NH<sub>4</sub>. Tal comportamento está relacionado à taxa de difusão de oxigênio atmosférico no interior do sistema e à competição pelo mesmo entre as bactérias heterotróficas, degradadoras de matéria orgânica, e autotróficas nitrificantes. O aumento do TDH proporcionou maior tempo de difusão de oxigênio para o sistema, suprimindo a demanda das bactérias heterotróficas para degradação da parcela biodegradável da MO, o que possibilitou utilização do oxigênio excedente pelas nitrificantes, culminando na oxidação do N-NH<sub>4</sub>;
- Verificou-se correlação entre a relação C:N e a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal, com R<sup>2</sup> de 0,798 e 769 para Controle e HP, respectivamente, de forma que valores elevados do primeiro (acima de 2,7), levaram à redução do segundo. Isso reforça a inferência de ocorrência de competição entre bactérias heterotróficas e nitrificantes no tocante à utilização do oxigênio dissolvido;
- A presença de plantas, em relação à remoção de DQO e N-NH<sub>4</sub>, causou influência positiva apenas em alguns momentos, sendo na etapa 2, para DQO, e na etapa 3, para N-NH<sub>4</sub>. No tocante à remoção de N-Total, foi verificado efeito positivo durante as etapas 2 e 3. Compreende-se que esse comportamento está associado à capacidade da vegetação de absorção de nitrogênio, além da liberação, através de exudatos, de compostos orgânicos biodegradáveis, favorecendo o processo de desnitrificação;

## 7. RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões do presente estudo, verifica-se que os seguintes pontos podem ser investigados mais detalhadamente em estudos futuros:

- Avaliar do aumento do TDH com monitoramento do OD no interior das unidades *wetlands*, visando verificar se o oxigênio no interior dos tanques se correlaciona com o TDH e degradação de MO, como inferido neste trabalho. Nesse sentido, avaliar o efeito da introdução artificial de oxigênio no sistema com diferentes TDH, pode trazer maior compreensão dos fatores limitantes para nitrificação;
- Realizar testes de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia do lixiviado antes e após tratamento nos *wetlands* e adicionar pré-tratamento físico-químico, como POA, para elevação da biodegradabilidade. Assim, pode-se avaliar de maneira mais detalhada o efeito da recalcitrância no desempenho do sistema *wetland* para remoção de matéria orgânica.
- Realizar estudos com as espécies de plantas utilizadas, para buscar compreender melhor seu comportamento em diferentes condições de disponibilidade de nutrientes e concentrações de N-NH<sub>4</sub>. Seria interessante também avaliar, em ambiente controlado, a produção e composição dos exudatos das plantas.
- Ampliar a escala do sistema, realizar alimentação com lixiviado em maiores proporções (acima de 30%), monitorar a evapotranspiração e ampliar o tempo de operação e monitoramento do sistema.

## 8. REFERÊNCIAS

ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. **Review on Landfill Leachate Treatments.** *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 4, pp. 672 - 684, 2009.

AKINBILE, O. C.; YUSOFF, M. S.; ZUKI, A. Z. A. **Landfill leachate treatment using sub-surface flow *constructed* wetland by *Cyperus haspan*.** *Waste Management*, n. 32, p. 1387 - 1393, 2012.

AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow *constructed* wetlands.** *Ecological Engineering*, v. 29, n. 2, pp. 173 - 191, 2007.

AL-HAMADANI, Y. A. J.; YUSOFF, M. S.; UMAR, M.; BASHIR, M. J. K.; ADLAN, M. N. **Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment.** *Journal of Hazardous Materials* n. 190, p. 582–587, 2011.

ANDRADE, H. H. B. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (*wetlands* construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético.** Dissertação (Mestrado), Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2012.

APHA, **Standard Methods for the examination of water and wastewater.** 20 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2008.

ARAUJO JUNIOR, M. M.; ARAUJO, P. L. S.; OLIVA, A. D. ; LERMOTOV, A. ; MASSETO, I. R. **Estudo do Efeito da Adição de Material Suporte para Adesão Celular em Reator de Lodos Ativados Tipo CASS (Cyclic Activated Sludge System) Tratando Esgoto Sanitário Municipal.** In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.

AYGUN, A.; NAS, B.; BERKTAY, A. **Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor.** *Environmental Engineering Science*, v. 25, n. 9, p. 1311 – 1316, 2008.

BAIS, H. P.; PARK, S. W.; WEIR, T. L.; CALLAWAY, R. M.; VIVANCO, J. M. **How plants communicate using the underground information superhighway.** *Trends in Plant Science*, v. 9, n. 1, pp. 26 - 32, 2004.

BAIS, H. P.; WEIR, T. L.; PERRY, L. G.; GILROY, S.; VIVANCO, J. M. **The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms.** *Annual Review of Plant Biology*, v. 57, pp. 233 - 266, 2006.

BARR, M. J.; ROBINSON, H. D. **Constructed wetlands for landfill leachate treatment.** *Waste Management Research*, v. 17, pp. 498 - 504, 1999.

BERNARD, J. M.; LAUVE, T. E. **A comparison of growth and nutrient uptake in *phalaris arundinacea* l. growing in a wetland and a constructed bed receiving landfill leachate.** *Wetlands*, v. 15, n. 2, 176 – 182, 1995.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J.; COTRIM, S. L. da S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de filtros percoladores.** In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.** São Carlos: EESS/USP, São Carlos, 1999.

BIDONE, R.F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos:** estudo de caso—central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/RS. Dissertação (Mestrado). São Paulo: USP, 2007.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T; SOARES, A. A. **Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema de alagados construídos.** *Engenharia Sanitária. Ambiental.* v. 12, n. 3, p. 266 – 272, Brasil, 2007.

BRASIL, M. S; MATOS, A. T. **Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, 2008.

BULC, T. G. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** *Ecological Engineering*, n 26, p. 365 - 374, 2006.

CAMPOS, D. C. **Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado.** Dissertação (mestrado). Universidade Estadual da Paraíba, 2009.

CHEN, S.; SUN, D.; CHUNG, J. **Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system.** *Waste Management*, n. 28, 339 – 346, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p. 544, 2001.

CHEUNG, K. C.; CHU, L. M; WONG, M. H. **Ammonia stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate.** *Water, Air and Soil Pollution*, n. 94, 1997.

CLARKE, E.; BALDWIN, A. H. **Responses of wetland plants to ammonia and water level.** *Ecological engineering*, v. 18, n. 3, pp. 257 - 264, 2002.

CONTRERA, R. C. ; ZAIAT, M. ; SCHALCH, V. **Tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF).** *Revista Minerva*, v. 2, p. 65-74, 2005.

CONTRERA, R.C. **Tratamento de lixiviado em aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial.** Tese (Doutorado). São Paulo: USP-EESC, 2008.

COOPER, P. **A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems.** *Water Science & Technology*, v. 40, n. 3, 1999.

CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; SOUSA, J. T.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO, R. F. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo.** In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord) Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p. 544, 2001.

COSTA, M. P. D.; PANCOTTO, J. V. S.; ALCÂNTARA, M. A. K.; CAVALCANTI, A. S.; GUIMARÃES, O. L. C.; IZÁRIO FILHO, H. J. **Combinação de processos oxidativos fotoirradiados por luz solar para tratamento de percolado de aterro sanitário: catálise heterogênea (TiO<sub>2</sub>) versus catálise homogênea (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).** *Rev. Ambient. Água*, v. 8, n. 1, 2013.

COWARDIN, L. M., V.; CARTER, F. C.; GOLET, E. T.; LAROE. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States – FWS/OBS-79/31.** Washington, DC: US Fish and Wildlife Service, 1979.

DALLAS, S.; SCHEFFE, B.; HO, G. **Reedbeds for Greywater Treatment – Case Study in Santa Elena – Monteverde.** *Ecological Engineering*, v.23, p.55-61, Costa Rica, 2004.

DEL GROSSI, A.C. ; LOPES, D. D. ; BLAICH, C. ; PRATES, K. V. **NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário.** *Revista DAE*, v. 1, p. 60-69, 2013.

DING, Y.; SONG, X.; WANG, Y.; YAN, D. **Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland.** *Ecological Engineering*, v. 46, pp. 107 - 111, 2012.

DORNELAS, L. F.; MACHADO, M. B.; VON SPERLING, M. **Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow *constructed wetlands* for the post-treatment of UASB reactor effluents.** In: 11<sup>th</sup> International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control, India, 2008.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. **Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances.** Division of Biochemistry, University of Minnesota, St. Paul, Minn. 1956.

EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E., CHAHINE, W., ALAYLI, B. **Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content.** *Waste Management*, n. 22, 269 – 282, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 2<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FARIA, D. C. **Influência dos aspectos operacionais no desempenho do Reator Biológico de Leito Móvel (MBBR).** Dissertação (Mestrado).Tocantins: Universidade Federal do Tocantins, 2010

FARQUHAR, G. J. **Leachate: production and characterization.** *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 16, n. 3, pp. 317-325, 1989.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C. C.; LIMA, P. Z. M. L. **Revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro.** In: 21<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

FINDLAY, S. E. G; DYE, S; KUEHN, K. A. **Microbial growth and nitrogen retention in litter of *Phragmites australis* compared to *Typha angustifolia*.** *Wetlands*, v. 22, n. 3, p. 616 – 625, EUA, 2002.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e wetland construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação (Mestrado), UFRGS, 2003.

FONDER, N.; HEADLEY, T. **The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system.** *Ecological Engineering*, v. 51, pp. 203 - 211, 2013.

FUJI, F. Y.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F.; BUENO, R. F.; SOBRINHO, P. A. **Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel.** *Eng. Sanit. Ambiental*, v.18, n.4, pp. 349 - 358, 2013.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. **Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands.** *Water Science and Technology*, v. 56, n. 3, pp. 249 - 54, 2007.

GAUL, T.; MARKER, S.; KUNST, S. **Start-up of moving bed biofilm reactors for deammonification: the role of hydraulic retention time, alkalinity and oxygen supply.** *Water Science and Technology*, v. 52, n. 7, pp. 127 - 133, 2005.

GERMILI, E., ORHON, D., ARTAN, N. (1991). **Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters.** *Water Science and Technology*. v. 23, pp. 1077-1086

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; GOLDMAN, C. R. **Nitrogen removal in artificial wetlands.** *Water Research*, v. 17, n. 9, p. 1009 – 1014, 1983.

GUISASOLA, A.; PETZET, S.; BAEZA, J. A.; CARRERA, J.; LAFUENTE, J. **Inorganic carbon limitations on nitrification: Experimental assessment and modelling.** *Water Research*, v. 41, n. 2, pp. 277 - 286, 2007.

HILL, D. T.; PAYNE, V. W. E.; ROGERS, J. W.; KOWN, S. R. **Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species.** *Bioresource Technology*, v. 62, n. 3, pp. 109 - 113, 1997.

HOAGLAND D.R.; ARNON D.I. **The water-culture method for growing plants without soil.** California Agricultural Experiment Station, 32p, 1950.

HOFFMANN, H., PLATZER, C., WINKER, M., VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Deutsche Gesellschaft fur, Alemanha, 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico.** Apresentada em 2008. Disponível em: <[www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)>. Acesso em: 08 Ago, 2014.

ITRC - The Interstate Technology Regulatory Council. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands.** USA: Wetlands Team, 2003.

JAHREN, S, J; RINTALA, J, A; ODEGAARD, H., 2002. **Aerobic moving bed biofilm reactor treating thermomechanical pulping whitewater under thermophilic conditions.** *Water Research*, Vol 36, pp 1067-1075

JOLY, A. B. **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal.** 13. ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2002

JUSTIN M. Z.; ZUPANCIC, M. **Combined purification and reuse of landfill leachate by *constructed* wetland and irrigation of grass and willows.** *Desalination*, p. 246, 157 - 168, 2009.

KADLEC, R.; KNIGHT, R.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R. ***Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.*** 1 ed. UK: IWA publishing, 2000.

KAMARUDZAMAN, A. N.; ISMAIL, N. S.; AZIZ, R. A.; JALIL, M. F. A. **Removal of nutrients from landfill leachate using subsurface flow *constructed* wetland planted with *limnocharis flava* and *scirpus*.** In: 2011 International Conference on Environmental and Computer Science, 2011.

KAO, J. T.; TITUS, J. E.; ZHU, W.-X. **Differential nitrogen and phosphorous retention by five *wetland* plant species.** *Wetlands*, v. 23, n. 4, p. 997 - 987, EUA, 2003.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, M.Y. **Repeated fedbatch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered activated carbon addition.** *Enzyme and Microbial Technology*, n 3, p.422- 428, 2004.

KERN, J; IDLER, C. **Treatment of Domestic and Agricultural Wastewater by Reed Bed Systems.** *Ecological Engineering*, v. 12, n. 1-2, p.13-25, 1999.

KIVAISI, A. K. **The potential for *constructed wetlands* for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review.** *Ecological Engineering*, v.16, n.4, p.545 –560, 2001.

KJELDTSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review.** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, 2002.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C. **Role of plant uptake on nitrogen removal in *constructed wetlands* located in the tropics.** *Water Science and Technology*, v. 36, n. 12, p. 1 – 8, 1997.

KOZUB, D. D.; LIEHR, S. K. **Assessing denitrification rate limiting factors in a *constructed wetland* receiving landfill leachate.** *Water Science and Technology*, v. 40, n.3, p. 75 – 82, 1999.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JR, W. R. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton.** *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 11, n. 2, 2006.

LANGE, C. L.; AMARAL, M. C. S. **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (coordenadora). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LAVROVA, S., KOUMANOVA, B. **Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate**. *Bioresource Technology*, v. 6, n. 101, p. 1756 - 1761, Mar. 2010.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. **Estudo do processo de stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário**. In: GOMES, L. P. (coordenadora). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. **Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions**. *Environ. Int.* n. 26, p. 425-431, 2001

LIMA, S. B. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR**. Tese (Doutorado), ESM, 2008.

LINS, E. A. M. **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca**. Dissertação (mestrado). Recife: UFPE, 2003.

LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. **Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment**. *Environmental Pollution*, v. 111, n. 2, pp. 273 - 281, 2001.

LOUSTARINEN, S.; LUSTE, S. VALENTIN, L. RINTALA, J. **Nitrogen removal from onsite treated anaerobic effluents using intermittently aerated moving bed biofilm reactors at low temperatures**. *Water Research*, n 40, pp. 1607-1615, 2006.

LOWRY, O.H.; ROSENBROUGH, N.J.; FARR, R.L.; RANDALL, R.J. **Protein measurement with the Folin phenol reagent**. *Journal of Biological Chemistry*, v.193, p.265-275, 1951.

LYNNE, S. N.; LIN, W. **Hydraulic and Kinetic Modeling of a Full-Scale Moving Bed Biofilm Reactor for Tertiary Nitrification**. Technical Report No: ND08-08. North Dakota: North Dakota Water Resources Research Institute - North Dakota State University, 2008.

MAEHLUM, T. **Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands.** *Water Science and Technology*, v. 32, n. 3, pp. 129 - 135, 1994.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., CAMPOS, J. C., RITTER, E. **Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ).** *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.11, n.2, 108 – 112, 2006.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C. **Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública.** *Cadernos de Saúde Coletiva*, n. 19, 2011.

MARQUES, D. M. **Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial.** In: CAMPOS, J.R. (coord). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.* Prosab, 1999.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A. **Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** *Chemosphere*, v. 48, n. 6, pp. 851 - 858, 2002.

MASI, F; MARTINUZZI, N. **Constructed Wetlands for the Mediterranean Countries: Hybrid Systems for Water Reuse and Sustainable Sanitation.** *Desalination*, Itália. v. 215, n. 1-3, p. 44-55, 2007.

MASIC, A.; BENGTSSON, J.; CHRISTENSSON, M. **Measuring and modeling the oxygen profile in a nitrifying moving bed biofilm reactor.** *Mathematical Biosciences*, v. 227, n. 1, pp. 1 - 11, 2010.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado.** Dissertação (mestrado). Campinas: UNICAMP-FEAGRI, 2008.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design.** Englewood Cliffs, EUA: Prentice-Hall PTR, 1995.

MENON, R.; HOLLAND, M. M. **Phosphorus Retention in Constructed Wetlands Vegetated with *Juncus effusus*, *Carex lurida*, and *Dichanthelium acuminatum* var. *acuminatum*.** *Water, Air & Soil Pollution*, v. 224, 2013.

METCALF e EDDY, Inc. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal, Reuse.** 3º ed. New York: Mc Graw Hill International Editions, 1991.

MOLLE, P.; LIENARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IVEMA, A. **How to treat raw sewage with constructed wetlands, an overview of the french system.** *Water Science and Technology* v. 51, n. 9, pp. 11-21, 2005.

MOR, S.; RAVINDRA, K.; DAHIYA, R. P.; CHANDRA, A. **Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 118, n. 1-3, pp. 435 - 56, 2006.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional.** *Química Nova*, v. 29, n. 1, p. 20, 2006.

MORAVIA, W. G. **Estudo de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação (Mestrado). Belo horizontal: Universidade Federal de Minas, 2007.

MORGAN, J. A.; MARTIN, J. F.; BOUCHARD, V. **Identifying plant species with root associated bacteria that promote nitrification and denitrification in ecological treatment systems.** *Wetlands*, v. 28, n. 1, p. 220 - 231, EUA, 2008.

National Research Council [NRC]. **Wetlands: Characteristics and Boundaries.** Washington, DC: National Academy Press, 1995

NIVALA, J.; HOOS, M. B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. **Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland.** *Science of total environment*, n. 380, p. 19 – 27, 2007.

NOCKO, L. M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente.** Dissertação (Mestrado) – São Paulo: USP, 2008.

ØDEGAARD, H; RUSTEN, B; WESTRUM, T. **A new moving bed biofilm reactor – application and results.** *Water Science and Technology*. Vol. 29, n. 10-11, pp. 157-165, 1994

ØDEGAARD, H. **The moving bed biofilm reactor.** *Water Environmental Engineering and Reuse of Water*, Hokkaido Press, p. 250-305, 1999.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. **Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário.** In: 17<sup>o</sup> Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

OLIVEIRA, D. V. M. **Caracterização dos Parâmetros de Controle e Avaliação de Desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR)**. Dissertação (Mestrado), Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2008.

OLIVEIRA D. V. M.; VOLSCHAN, I. Jr.; JORDAO, E. P. **Comportamento e Desempenho do Processo Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR) para a Remoção de Matéria Orgânica e Compostos Nitrogenados**. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 4, p. 12-26, 2011.

OLIVEIRA, D. V. M.; FILHO, A. C. D.; RABELO, M. D. ; NARIYOSHI, Y. N. **Avaliação de uma Planta Piloto de MBBR ( Moving Bed Biofilm Reactor - Reator Biológico com Leito Móvel) para Tratamento de Efluente de uma Fábrica de Celulose e Papel**. *O Papel*, São Paulo, p. 75 - 80, 01 out. 2012.

OLIVEIRA, D. V. M.; VOLSCHAN, I. J.; PIVELI, R. P. **Avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR/IFAS e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário**. *Revista DAE*, n. 193 pp. 46 - 55, 2013

ÖMAN, C.; HYNNING, P.A. **Identification of organic compounds in municipal landfill leachates**. *Environmental Pollution*, v. 80, n. 3, pp. 265 - 271, 1993.

OUELLET-PLAMONDON, C.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. **Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate**. *Ecological Engineering*, v. 27, n. 3, pp. 258-264, 2006,

PEREIRA, M. G.; SILVA, D. A.; ANDRADE NETO, C. O.; BRITO, L. P.; MELO, H. N. S. **Uso de alagado construído (Wetland) no condicionamento de efluente de lagoa de estabilização para fins de reúso na agricultura no semi-árido brasileiro**. *Revista AIDIS*, v. 1, n. 2, 2007.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. 1ª ed. São Paulo: ABES, 2005.

PLATZER, C; MAUCH, K. **Soil Clogging in Vertical Flow Reed Beds – Mechanisms, Parameters, Consequences and Solutions?** *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p., 175-181, 1997.

PLATZER, C. **Development of Reed Bed Systems – A European Perspective**. Proceedings of the IWA 7th International Conference on *Wetland Systems for Water Pollution Control* Lake Buena Vista, Florida-USA, 2000.

POSTMA, T., STROES, J.A.P. **Lipid screening in clinical chemistry** .*Clin. Chim.Acta*, v.22, p.569-578, 1968.

POVINELLI, J.; SOBRINHO P. A. **Introdução**. In: GOMES, L. P. (coordenadora). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

QUAN, M. X.; CHENG, Z.; CHEN, B.; ZHU, X. **Electrochemical oxidation of recalcitrant organic compounds in biologically treated municipal solid waste leachate in a flow reactor**. *Journal of Environmental Science*, v. 25, n. 10, pp. 2023 - 2030, 2013.

RAMAMOORTHY, D.; KALAIVANI, S. **Studies on the effect of typha angustata (reed) on the removal of sewage water pollutants**. *Journal of Phytology*, v. 3, n. 6, p. 12 – 15, 2011.

REIS, G. G. **Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR)**. Dissertação (mestrado), COPPE/UFRJ, 2007.

RENEOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; PULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity**. *Journal of Hazardous Materials*, n. 150, p. 468 – 493, 2008.

RODGERS, M.; ZHAN, X. M. **Moving-Medium Biofilm Reactors**. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 2, n. 2 - 4, pp. 213 - 224, 2003.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. Dissertação (mestrado). Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2004.

RUSTEN, B; EIKEBROKK, B; ULGENES, Y; LYGREN, E. **Design and operations of the Kaldnes moving-bed biofilm reactors**. *Aquacultural Engineering*, v. 34, n. 3, pp. 322-331, 2006.

SAEED, T.; SUN, G. **A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media**. *Journal of Environmental Management*, n. 112, pp. 429 - 448, 2012.

SANTOS, R. M. F. **Pós-tratamento de esgoto: sistema seqüencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal**. Dissertação (Mestrado), Campinas: UNICAMP-FEAGRI, 2009.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5ª ed. Boston: McGraw-Hill, 2003

SCHNEIDER, E. E. **Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria do petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão ativado granular com biofilme.** Dissertação (mestrado), Universidade Federal do rio de Janeiro, 2010.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Filtro plantado com macrófitas (*wetlands*) como tratamento de esgotos em unidades residenciais - critérios para dimensionamento.** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado.** Dissertação (mestrado). Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2002.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate.** *Chemosphere*, v. 55, n. 2, pp. 207 - 214, 2004.

SIM, C. H.; YUSSOF, M. K.; SHUTES, B.; Ho, S. C.; MANSOR, M. **Nutrient removal in a pilot and full scale *constructed wetland*.** *Malasya Journal of Environmental Management* v. 88, pp. 307-17, 2008.

SISINNO, C. L. S. **Destino dos Resíduos Sólidos Urbanos e Industriais no Estado do Rio de Janeiro: Avaliação da Toxicidade dos Resíduos e suas Implicações para o Ambiente e para a Saúde Humana.** 102 p. Tese (Doutorado), Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

SLAWOMIR, C.; KULIKOWSKA, D.; KACZOWKA, E.; KOWAL, P. **Characterization of bacterial structures in a two-stage moving-bed biofilm reactor (RBLM) during nitrification of the landfill leachate.** *Journal of Microbial Biotechnology*, v. 20, n. 7, 1140 – 1151, 2010.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N.; **Utilização de *wetlands* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB.** *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 9, n. 4, p. 285 - 290, Brasil, 2004.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("*stripping*").** Tese (Doutorado) – EESS/USP, São Carlos, 2009.

TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

TRUU, M., JUHANSON, J., TRUU, J. **Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands**. *Science of the total environment*, n. 407, 3958 – 3971, 2009.

USDA-NRCS - United States Department of Agriculture - National Resources Conservation Service. **National Food Security Act Manual (NFSAM): Highly Erodible Determinations**. 4.ed Washington: U.S. Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service., 2006.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. USA, p.165, 1999

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EUA, 2000.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. Dissertação (mestrado). Campinas: UNICAMP-FEAGRI, 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (doutorado). Campinas: UNICAMP-FEAGRI, 2003.

VAN KAICK, T. S; MACEDO, C. X; PRESZNHUK, R. A. O. **Jardim ecológico - tratamento de esgoto por zona de raízes: análises e comparação da eficiência de uma tecnologia de saneamento apropriada e sustentável**. In: VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental UNICENTRO, 2008, Irati. VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental, 2008.

VANZETTO, S,C. **Estudos de viabilidade de tratamento de efluente de indústria de celulose kraft por reator com leito móvel (MBBR)**. Dissertação. (Mestrado). Paraná: UFTP, 2012.

VOHLA, C.; KÖIV, M.; BAVOR, H. J.; CHAZARENC, F.; MANDER, Ü. **Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review**. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 1, pp. 70 - 89, 2011.

VON SPERLING, M., **Lodos Ativados - Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005.

VYMAZAL, J. **The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater.** *Ecological engineering*, n. 35, 1 – 17, 2009.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Removal of nitrogen in *constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*: a review.** *Wetlands*, v. 29, n. 4, p. 1114 - 1124, Czech Republic, 2009.

WALKER, T. S.; BAIS, H. P.; GROTEWOLD, E.; VIVANCO, J. M. **Root exudation and rhizosphere biology.** *Plant Physiology*, v. 123, p. 44 – 51, 2003.

WANG, R. C.; WEN, X. H.; QIAN, Y. **Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor.** *Process Biochemistry*, v. 40, n. 9, pp. 2992 - 3001, 2005.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T. **Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology.** *Water Research*, v. 31, n.9, pp. 2351 - 2355, 1997.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T. **Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process.** *Water Research*, v. 32, n. 5, pp. 1564 - 1570, 1998.

WETT, B.; RAUCH, W. **The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater.** *Water Research*, v. 37, n. 5, pp. 1100 - 1110, 2003.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., SURCMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J. V. **Landfill Leachate Treatment Methods: A Review.** *Environ Chem Lett* n.4, p. 51 – 61, 2006.

WOJCIECHOWSKA, E.; GAJEWSKA, M.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. **Treatment of Landfill Leachate by *Constructed Wetlands*: Three Case Studies.** *Polish J. of Environ. Stud.* v. 19, n. 3, p. 643-650, 2010

WOOD, B.; McATAMNEY, C. **The use of macrophytes in bioremediation.** *Biotechnology Advances*, v. 12, n. 4, pp. 653 - 662, 1994.

WU, M. Y.; FRANZ, E. H.; CHEN, S. **Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in *constructed treatment wetlands*.** *Water Environment Research*, v. 73, n. 6, pp. 661 - 666, 2001.

WU, F. Y.; CHUNG, A. K. C.; TAM, N. F. Y.; WONG, M. H. **Root exudates of wetland plants influenced by nutrient status and types of plant**

**cultivation.** *International Journal of Phytoremediation*, v. 14, n. 6, p. 543 – 553, 2012.

XIAOPING, L.; MANMAN, C.; ANDERSON, B. C. **Design and performance of a water quality treatment wetland in a public park in Shanghai, China.** *Ecological Engineering*, v. 35, n. 1, pp. 18 - 24, 2009.

YALCUK, A.; UGURLU, A. **Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment.** *Bioresource Technology*, v. 100, n. 9, pp. 2521 - 2526, 2009.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte.** Tese (Doutorado) Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo ,Universidade Estadual de Campinas, 2008.

ZHANG, C. B.; WANG, J.; LIU, W. L.; ZHU, S. X.; GE, H. L.; CHANG, S. X.; CHANG, K.; GE, Y. **Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland.** *Ecological Engineering*, v. 36, n. 1, pp. 62 - 68, 2010.

ZHAO, W. Y.; WU, Z. B.; ZHOU, Q. H.; CHENG, S. P, FU, G. P; HE, F. **Removal of dibutyl phthalate by a staged, vertical-flow constructed wetland.** *Wetlands*, v. 24, n. 1, p. 202 – 206, China, 2004.

ZHU, S.; CHEN, S. **Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters.** *Aquacultural Engineering*, v. 25, n. 1, pp. 1 - 11, 2001.

ZHU, S. – X.; GE, H. – L.; GE, Y., CAO, H.-Q.; LIU, D.; CHANG, J.; ZHANG, C.-B, GU, B.-J.; CHANG, S.-X. **Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland.** *Ecological Engineering*, v. 36, n. 1, p. 62-68, China, 2010.

ZHU, H.; YAN, B.; XU, Y.; GUAN, J.; LIU, S. **Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios.** *Ecological Engineering*, v. 63, pp. 58 - 63, 2014.

ZIYANG, L.; YU, S.; XIAOLIANG, C.; YOUCAI, Z.; NANWEN, Z. **Application of hydration reaction on the removal of recalcitrant contaminants in leachate after biological treatment.** *Waste Management*, v. 34, n. 4, pp. 791-797, 2014.

## CURRÍCULO LATTES



### Vitor Cano

Bolsista de Desenvolvimento Tecnológico Industrial do CNPq - Nível C

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/0664595729451544>

Última atualização do currículo em 10/07/2014

Atualmente é Mestrando em Saúde Pública, na linha de Saúde Ambiental, na Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, e integrante do Grupo de Pesquisa em Água, Saneamento e Sustentabilidade da USP, trabalhando no tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de wetlands construídos e reator biológico de leito móvel. Bacharel em Gestão Ambiental pela Universidade de São Paulo. Possui experiência de três anos em projetos de Iniciação Científica financiados pela USP, CNPq e Fundação de Amparo à Pesquisa (FAPESP) na área de tecnologias ambientais, com implantação, operação e monitoramento de sistema de tratamento de águas residuárias por wetlands construídos. Atuou por três semestres como monitor PAE das disciplinas de Saneamento Ambiental, do curso de Gestão Ambiental da USP. **(Texto informado pelo autor)**

### Identificação

**Nome** Vitor Cano  
**Nome em citações bibliográficas** CANO, V.

### Endereço

### Formação acadêmica/titulação

**2012** Mestrado em andamento em Saúde Pública (Conceito CAPES 5).  
 Universidade de São Paulo, USP, Brasil.  
 Título: Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário com Foco na Remoção Nitrogênio Amoniacal e Matéria Orgânica Biodegradável, Orientador:   
 Marcelo Antunes Nolasco.  
 Palavras-chave: Saneamento; Lixiviado de Aterro Sanitário; Wetlands Construídos; air stripping.  
 Grande área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária.  
 Grande Área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária / Subárea: Tratamento de Águas de Abastecimento e Residuárias.  
 Grande Área: Ciências da Saúde / Área: Saúde Coletiva / Subárea: Saúde Pública.  
 Setores de atividade: Água, esgoto, atividades de gestão de resíduos e descontaminação.

**2007 - 2010** Graduação em Bacharelado em Gestão Ambiental.  
 Universidade de São Paulo, USP, Brasil.  
 Título: Implantação e monitoramento de um sistema de tratamento de efluentes por Wetlands Construídos visando o reúso de água.  
 Orientador: Marcelo Antunes Nolasco.  
 Bolsista do(a): Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP, Brasil.



## Marcelo Antunes Nolasco

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/1145872018010727>  
Última atualização do currículo em 28/04/2014

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (1988), doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (1998) e Miami University, EUA (Doutorado 'Sandwich', 1995 a 1997). Professor do Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental na EACH-USP, orientador no Mestrado e Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade - EACH-USP, do PPg em Saúde Pública - USP, e do Mestrado Profissional "Ambiente, Saúde e Sustentabilidade" da FSP-USP. Coordenador do Programa de Pós-Graduação (Mestrado e Doutorado) em Sustentabilidade - USP. Líder do Grupo de Estudos e Pesquisa "Água, Saneamento e Sustentabilidade" - GEPASS, coordenador do Laboratório de Pesquisa em Saneamento Ambiental e do Laboratório de Sustentabilidade Ambiental - INOVALAB. Orientador de iniciação científica, mestrado e doutorado além revisor de periódicos nacionais e internacionais e assessor adhoc de agências de fomento à pesquisa e consultor de organizações públicas e privadas. Tem experiência de ensino e pesquisa na área de ciência e engenharia ambiental com ênfase em poluição das águas e tratamento de águas residuárias, atuando principalmente nos seguintes temas: tratamento de águas residuárias, saneamento ambiental, micropoluentes orgânicos, reúso de água, sustentabilidade. **(Texto informado pelo autor)**

### Identificação

<b>Nome</b>	Marcelo Antunes Nolasco
<b>Nome em citações bibliográficas</b>	NOLASCO, M. A.; NOLASCO, Marcelo Antunes; M.A. NOLASCO; NOLASCO, Marcelo A.; NOLASCO M. Antunes; NOLASCO, M.; Nolasco, Marcelo

### Endereço

<b>Endereço Profissional</b>	Universidade de São Paulo. Rua Arlindo Bettio, 1.000 Ermelino Matarazzo 03828000 - Sao Paulo, SP - Brasil Telefone: (11) 30918902 URL da Homepage: <a href="http://www.each.usp.br">www.each.usp.br</a> E-mail: <a href="mailto:mnolasco@usp.br">mnolasco@usp.br</a>
------------------------------	---

### Formação acadêmica/titulação

<b>2012</b>	Livre-docência. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Saneamento ambiental: contribuições ao estudo do tratamento e aproveitamento de águas residuárias, Ano de obtenção: 2012.
<b>2003 - 2004</b>	Pós-Doutorado. Universidade Federal do Paraná, UFPR, Brasil. Bolsista do(a): Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, Brasil. Grande área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária / Subárea: Saneamento Ambiental. Grande Área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária. Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Ecologia / Subárea: Ecologia Aplicada.
<b>1994 - 1998</b>	Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento (Conceito CAPES 7). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. com <b>período sanduíche</b> em Miami University - EUA (Orientador: Allan M.