



**UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO
FACULDADE DE ENGENHARIA E ARQUITETURA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA**

CATIANE MARIA CECCONELLO

**PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS UTILIZANDO LEITOS
CULTIVADOS**

Passo Fundo

2005

Catiane Maria Ceconello

PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS UTILIZANDO LEITOS CULTIVADOS

DISSERTAÇÃO DE
MESTRADO

**UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO
FACULDADE DE ENGENHARIA E ARQUITETURA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA**

CATIANE MARIA CECCONELLO

ORIENTADOR: Prof. Tit. Ph.D. Pedro A.V Escosteguy

CO-ORIENTADOR: Marcelo Hemkemeier

**PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS UTILIZANDO LEITOS
CULTIVADOS**

**Dissertação apresentada à Faculdade
de Engenharia e Arquitetura da
Universidade de Passo Fundo, para
obtenção do título de Mestre em
Engenharia.**

Passo Fundo

2005

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO
FACULDADE DE ENGENHARIA E ARQUITETURA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação:

**“Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos
cultivados”**

Elaborada por:

Catiane Maria Cecconello

Como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia

Aprovado em: 25/10/2005
Pela Comissão Examinadora

Tit. Ph.D. Pedro A.V. Escosteguy
Presidente da Comissão Examinadora
Orientador

Tit. Dr. Marcelo Hemkemeier
Universidade de Passo Fundo
Co-orientador

Tit. Dr. Lademir Luiz Beal
Universidade de Caxias do Sul

Tit. Dr. Pedro D.M. Prietto
Universidade de Passo Fundo

Tit. Dr. Antônio Thomé
Coord. Prog. Pós-Graduação em
Engenharia

Tit. Dr^a. Vera M.C. Fernandes
Universidade de Passo Fundo

Passo Fundo
2005

A Deus por permitir mais esta conquista em minha vida e por ter me levado nos braços nos momentos de aflição, insegurança e medo.

Ao Prof. Ph.D. Pedro A.V Escosteguy, em quem realmente encontrei um Orientador, e amigo. Obrigada pelo incentivo, por todos os conselhos, pela paciência, pela compreensão e, principalmente, por todo o conhecimento transmitido. Obrigada ainda por acreditar em mim e pela amizade desenvolvida nesses anos de convívio.

Ao Prof. Dr. Marcelo Hemkemeier pela atenção dispensada a esse trabalho, por todos os ensinamentos e compreensão.

À NOVA ERA, especialmente à direção do Aterro São João da Bela Vista, por ter permitido a coleta do lixiviado.

À empresa SANSUY, por ter se prontificado a doar e a confeccionar as mantas de PVC para realização do trabalho.

À minha família e aos amigos, que me deram força para fazer concessões em favor da realização do mestrado e que entenderam meus períodos de ausência e ansiedade.

Ao meu esposo Mário e aos meus pais, pelo convívio, incentivo e presença constante nesta caminhada.

A todos, que direta ou indiretamente, contribuíram para que este trabalho fosse realizado.

Agradeço.

RESUMO

O destino dos resíduos sólidos descartados pelas populações vem se tornando um grave problema social e ambiental. Muitas vezes, esses resíduos são depositados nos denominados lixões sem qualquer cuidado ou técnica especial, representando riscos sanitários e ambientais. Uma das soluções para esse problema é a disposição desses resíduos em aterros sanitários. Nestes locais, a água que é drenada pelo aterro dissolve várias substâncias poluentes, resultando no lixiviado. Esse líquido contém altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas e possui um potencial de poluição que pode ser cerca de 200 vezes maior do que o esgoto doméstico, razão pela qual deve ser tratado antes do seu lançamento em cursos de água. De modo geral, o lixiviado de aterros de resíduos sólidos, quando submetido aos sistemas convencionais de tratamentos de efluentes líquidos (lagoas aeróbias, anaeróbias e facultativas), ainda apresenta concentrações de poluentes, principalmente de carga orgânica, que representam riscos de impactos ambientais e riscos à saúde pública. Entre as alternativas para o pós-tratamento de lixiviado de aterros sanitários está o uso de leitos cultivados com macrófitas, que tem sido adotado em alguns países desenvolvidos, pois são eficientes, de pouca manutenção e de baixo custo. No Brasil, esta alternativa é pouco utilizada, o que pode estar relacionado à falta de estudos científicos realizados sobre esse tema e também de estudos efetuados nas condições regionais. Este trabalho avaliou a eficiência de leitos cultivados com *Typha sp* (taboa) e *Eleocharis sp* (juncus) no pós-tratamento do lixiviado do aterro de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo, Rio Grande do Sul. O trabalho foi realizado em estufa plástica, localizada na Universidade de Passo Fundo, em 2005. O delineamento experimental foi feito com blocos ao acaso, com duas repetições. As unidades experimentais foram leitos de compensado (1,85 X 0,7 X 0,7 m), onde a brita foi utilizada como substrato. Os tratamentos testados consistiram de duas formas de cultivo da taboa e do juncus: o monocultivo e o consórcio. Como testemunha, utilizaram-se leitos com britas, mas sem plantas. O lixiviado foi coletado no tanque de contenção deste líquido no aterro, o qual era drenado de uma célula em operação há, aproximadamente, dois anos. A vazão de entrada do lixiviado nos leitos foi de 40 mL.min⁻¹ e o tempo de residência de aproximadamente 5 dias. Em quatro épocas, avaliou-se o teor de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio após cinco dias), DQO (Demanda Química de Oxigênio), OD (Oxigênio Dissolvido), P (Fósforo), N total (Nitrogênio total), NH₃-N (Nitrogênio Amoniacal), NO₃-N (Nitrato), NO₂-N (Nitrito), pH, CE (Condutividade), temperatura, Cl⁻ (Cloretos), ST (Sólidos

Totais), STF (Sólidos Totais Fixos), SVT (Sólidos Voláteis Totais), Zn (Zinco), Fe (Ferro), Mn (Manganês), Cu (Cobre) S (Enxofre), e a população de CF (Coliformes Fecais) e CT (Coliformes Totais), no afluente e no efluente, coletados nos leitos testados. Os leitos cultivados reduziram os teores de todas as variáveis analisadas, sendo que essa redução variou com as épocas e a variável analisada (DBO₅, 41 % a 60,4 %; DQO, 20,3 % a 92,2 %; OD, 16,1 % a 43 %; P, 49,1 % a 80,2 %; N total, 51,3 % a 97 %, NH₃-N, 28 % a 87,1 %, NO₃-N, 15,8 % a 92,2 %; Fe, 71,3 % a 93 %, Zn, 44 % a 99,5 %; pH, 6,2 % a 7,9 %; CE, 19,9 % a 58,4%; Cl⁻, 18,8 % a 68,7 %; ST, 15,1 % a 76,2 %; STF, 37,7 % a 75,1 %; SVT, 26,1 % a 79,3%; CF, 82,8 % a 99,99 %; CT, 68,6 % a 99,99 %). Com exceção do teor de P, essas reduções não foram influenciadas pela taboa ou pelo juncus, mas, sim, resultaram do uso das britas como substrato. Entre as variáveis que foram reduzidas no efluente pós-tratado nos leitos sem plantas, somente os teores de P, Fe, Cl⁻, pH e os valores da temperatura atenderam ao padrão de lançamento de efluentes líquidos em cursos de água exigido no Estado do Rio Grande do Sul.

Palavras-chaves: *Typha sp*, *Eleocharis sp*, leitos cultivados, tratamento de lixiviado, aterro de resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT

The proper disposition of solid wastes generated by the public is becoming a serious social and environmental problem. Frequently, the disposal of these wastes occurs in landfills known as “lixões” in Brazil, where no special landfilling technique is used, which results on sanitary and environmental risks. One option for dealing with this problem is the waste disposal in sanitary landfills. However, in this kind of solid waste disposal, the water movement within the landfill dissolves many substances considered pollutants. Producing leachate within the landfill. Landfill leachate contains high concentrations of organic and inorganic substances and its environmental impact can be 200 fold higher than the sewage sludge impact. For this reason, landfills leachate must be treated before it is discharged in the watercourses. In general, when the leachate is treated by conventional wastewater treatment plant (or systems) (Aerobic, anaerobic, and facultative lagoons) the content of pollutants is still above the level considered safety to avoid environmental and public health risks. One of the alternatives for the post-treatment of landfill leachate that have been used in some developed countries is wetlands, because is considered an efficient and low maintenance and low cost technology. In Brazil, wetlands are not so much used, which may be related to the few scientific studies published so far about the usage of this alternative where regional conditions are considered. The aim of this research was evaluate the efficiency of *Typha sp* (taboa) and *Eleocharis sp* (juncus) wetlands on the post-treatment of the landfill leachate where the solid waste collected in the Passo Fundo town, state of Rio Grande do Sul, Brazil, are disposed. The experiments were carried out in a glass house located in University of Passo Fundo, in 2005. The experiment was done with blocks, with two replications. The experimental units consisted on recycled wood boxes (1,85 X 0,7 X 0,7 m), where broken stone was the substrate used. The treatments were two kinds of *Typha sp.* and *Eleocharias sp.* cultivation: monoculture and consortium. The control consisted on broken stones and no plant units. The leachate was collected from a retention tank, where this liquid is stored after drained from a landfill cell, which is been operating for, approximately two years. The leachate flow in the experimental units was 40 mL.min⁻¹ and the hydraulic retention time was 5 days. In four times, the content of BOD, COD, OD, P, total N, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N, pH, electric conductivity, temperature, Cl⁻, TS, FTS, VTS, Zn, Fe, Mn, Cu, and total and fecal coliforms population were evaluated in the affluent and the effluent collected on the experimental units. The wetlands decreased the contents of all variables measured, which was

dependent of evaluation time and the analysed variable (BOD, 41 % to 60,4 %; COD, 20,3 % to 92,2 %; OD, 16,1 % to 43 %; P, 49,1 % to 80,2; total N, 51,3 % to 97 %, NH₃-N, 28 % to 87,1 %, NO₃⁻, 15,8 % to 92,2 %; Fe, 71,3 % to 93 %, Zn, 44 % to 99,5 %; pH , 6,2 % to 7,9 %; EC, 19,9 % to 58,4 %; Cl⁻, 18,8 % to 68,7 %; TS, 15,1 % to 76,2%; FTS, 37,7 % to 75,1 %; VTS, 26,1 % to 79,3 %; FC, 82,8 % a 99,99 %; TC, 68,6 % a 99,99 %). With the exception of the P content, such reductions were not influenced by *Typha sp.* and *Eleocharis sp.*, but they were influenced by the broken stone used as the substrate. Among the variables which contented decreased in the units with no plants, only P, Fe, Cl⁻, pH, and the temperature of the effluent reached the standard emissions value, required in the state of Rio Grande do Sul, for discharge of wastewater treated into the rivers.

Key words: *Typha sp.*, *Eleocharis sp.*, wetlands, leacheate treatment, landfill of urban solid residues.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Configuração típica de um leito cultivado construído de FS	38
Figura 2 - Configuração típica de um leito cultivado construído de FSS.....	39
Figura 3 - Configuração típica de um leito cultivado construído de FV	40
Figura 4 - Inflorescência masculina da taboa	47
Figura 5 - Inflorescência do juncus	48
Figura 6 - Esquema dos processos que ocorrem com o fósforo em leitos cultivados	57
Figura 7 - Vista geral dos leitos cultivados na estufa plástica.	64
Figura 8 - Vista do ponto 1 (a) e do ponto 2 (b) de coleta do lixiviado, da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo.....	65
Figura 9 - Leitos construídos de madeira compensada.	66
Figura 10 - Leito impermeabilizado com manta de PVC.....	66
Figura 11 - Detalhe da tubulação utilizada para controle da vazão de entrada do lixiviado (a) e..... para redistribuição deste líquido nos leitos (b).....	67
Figura 12 - Tubulação inferior de saída do lixiviado pós-tratado.	68
Figura 13 - Esquema do sistema de tratamento, planta baixa e corte	68
Figura 14 - Representação do volume ocupado pelo lixiviado no interior dos leitos cultivados	70
Figura 15 - Leito com brita utilizado para o cultivo de macrófitas com lixiviado	72
Figura 16 - Plantas de taboa no local da coleta	73
Figura 17 - Plantas de juncus no local da coleta.	74
Figura 18 - Representação da lâmina de água utilizada para adaptação das macrófitas nos do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo.....	75
Figura 19 - Aterro São João da Bela Vista	76
Figura 20 - Armazenamento do lixiviado durante o experimento.....	77
Figura 21 - Destino do lixiviado pós-tratado (efluente).....	78
Figura 22- Plantas de taboa e de juncus submetidas a diferentes concentrações de lixiviado	79
Figura 23 - Registros esfera (a) e de gaveta (b) utilizados para controlar a vazão do lixiviado nos leitos cultivados com macrófitas.....	85
Figura 24 - Aspecto visual das plantas de taboa no experimento	91
Figura 25 - Aspecto visual das plantas de juncus no experimento.....	92
Figura 26 - Aspecto visual das plantas cultivadas em consórcio no experimento	93
Figura 27 - Mudanças de taboa com caules secos e não- túrgidos (a) e mudas com caules verdes e túrgidos (b).....	93
Figura 28 - Sobrevivência da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos.....	94
Figura 29 - Altura média da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos.....	95
Figura 30 - Percentual de inflorescência da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	96
Figura 31 - Número de afillhos da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado..... de aterro de resíduos sólidos urbanos	97
Figura 32 - Teor de zinco (Zn) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em... leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	98
Figura 33 - Teor de cobre (Cu) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em..... consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em... leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	101

Figura 34 - Teor de ferro (Fe) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	102
Figura 35 - Teor de manganês (Mn) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em o consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	105
Figura 36 - Porcentagem de enxofre (S) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	106
Figura 37 - Valores do pH do afluente (A) e do efluente da taboa (T), juncus (J), consórcio (C) e do leito testemunha (Te) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.....	108
Figura 38 - Plantas de juncus (a) e taboa (b) cultivadas com o lixiviado da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo.....	112
Figura 39 - Valores da temperatura do afluente (A), e do efluente após o tratamento nos leitos com taboa (T), juncus (J), consórcio (C) e testemunha (Te) ao longo do período de monitoramento.....	113
Figura 40 - Percentual médio de evaporação e evapotranspiração do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos nos leitos com taboa (T), juncus (J), consórcio (C) e testemunha (Te).....	141
Figura 41 - Temperatura no interior da estufa, onde foi realizado o experimento com leitos cultivados, no período de janeiro de 2005.....	142
Figura 42 - Temperatura no interior da estufa, onde foi realizado o experimento com leitos cultivados, no período de fevereiro a março de 2005.....	142

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas e microbiológicas do lixiviado da lagoa de contenção do aterro..... de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo, no período de maio a novembro de 2004 - Ponto um	83
Tabela 2 - Características químicas e microbiológicas do lixiviado da lagoa de contenção do aterro..... de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo, no período de maio a novembro de 2004 - Ponto dois.....	84
Tabela 3 - Adaptação da taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos..... sólidos urbanos – Repetição um.....	87
Tabela 4 - Adaptação da taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos..... sólidos urbanos – Repetição dois	87
Tabela 5 - Adaptação do juncus em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos..... sólidos urbanos – Repetição um.....	88
Tabela 6 - Adaptação do juncus em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos..... sólidos urbanos – Repetição dois	88
Tabela 7 - Adaptação do juncus em consórcio com a taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição um.....	89
Tabela 8 - Adaptação do juncus em consórcio com a taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição dois	89
Tabela 9 - Adaptação da taboa em consórcio com o juncus em leito com brita e lixiviado..... de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição um.....	90
Tabela 10 - Adaptação da taboa em consórcio com o juncus em leito com brita e lixiviado..... de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição dois	90
Tabela 11 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de zinco (Zn) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado..... de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.....	99
Tabela 12 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de cobre (Cu) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado..... de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.....	101
Tabela 13 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o t e os teores de ferro (Fe)..... na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de..... aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.....	103
Tabela 14 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de manganês... (Mn) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado..... de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.....	105
Tabela 15 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores enxofre (S)..... na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de..... aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.....	107
Tabela 16 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os valores de pH..... obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos..... cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	109
Tabela 17 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o t e os valores d..... condutividade elétrica (CE) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.... pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	110
Tabela 18 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e as temperaturas..... obtidas em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos..... cultivados com macrófitas, e quatro épocas de avaliação.....	114
Tabela 19 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de cloretos... (Cl) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos..... cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	115
Tabela 20 - Contrastes significativos calculados com o teste t e os teores de fósforo (P)	

obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos..... cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	117
Tabela 21 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculado com o teste t e os teores de nitrogênio total (N total) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas em quatro épocas de avaliação.....	119
Tabela 22 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de nitrogênio amoniaco ($\text{NH}_3\text{-N}$) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado... com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	121
Tabela 23 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de nitrato..... ($\text{NO}_3\text{-N}$) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com ... leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	123
Tabela 24 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, ... pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	125
Tabela 25 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de Oxigênio Dissolvido (OD) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado ... com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	127
Tabela 26 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) obtidos em lixiviado e aterro de resíduos sólidos urbanos,.. pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	129
Tabela 27 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de Sólidos Totais..... (ST) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	130
Tabela 28 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com teste t e os teores de Sólidos.... Totais Fixos (STF) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	132
Tabela 29 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste e os teores de Sólidos Voláteis Totais (SVT) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	133
Tabela 30 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de ferro.... (Fe) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	134
Tabela 31 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de Zinco... (Zn) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	136
Tabela 32 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados pelo teste t e o número mais provável . de coliformes totais obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos,..... pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	138
Tabela 33 - Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados pelo teste t e o número mais provável de coliformes fecais obtidos no lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos,..... pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.....	139

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

$\mu\text{mho.cm}^{-1}$: micromhos por centímetro
 $\mu\text{g.L}^{-1}$: microgramas por litro
 $\frac{1}{2}$: representação fracionária do número 0,5
 $\frac{3}{4}$: representação fracionária do número 0,75
A: afluyente
ABNT: Associação Brasileira de Normas e Técnicas
 Ag^+ : cátion prata
 Al^{3+} : cátion alumínio
 As^{3+} : cátion arsênio
 Br^- : ânion brometo
C: carbono
C: consórcio
 Ca^{2+} : cátion cálcio
 Ca(OH)_2 : hidróxido de cálcio
 CaCO_3 : carbonato de cálcio
 Cd^{2+} : cátion cádmio
CEPA: Centro de Pesquisa em Alimentos
CE: condutividade elétrica
 CH_4 : metano
 Cl^- : ânion cloreto
 CO_2 : dióxido de carbono
 CO_3^{2-} : carbonato
COD: Carbono Orgânico Dissolvido
COT: Carbono Orgânico Total
C/N: relação entre carbono e nitrogênio
 Cr^{2+} : cátion divalente do elemento cromo
 Cr^{3+} : cátion trivalente do elemento cromo
 Cr^{+6} : cátion hexavalente do elemento cromo
 Cu^{2+} : cátion cúprico
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias
DBO₅ solúvel: Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias relativa a substrato em solução
DQO: Demanda Química de Oxigênio
DBO₅/DQO: relação entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio
EUA: Estados Unidos da América
 Fe^{2+} : cátion divalente do elemento ferro
 Fe^{3+} : cátion trivalente do elemento ferro
 FePO_4 : fosfato férrico
 Fe(OH)_3 : hidróxido férrico
FS: fluxo superficial
FSS: fluxo sub-superficial
FV: fluxo vertical
g: gramas
 g.kg^{-1} : gramas por kilograma
 g.L^{-1} : gramas por litro
 H_2 : hidrogênio molecular
 H_2CO_3 : ácido carbônico
 H_2O : água
 Hg^{2+} : cátion mercúrico
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

J: juncus
J-C: juncus em consórcio
K⁺: cátion potássio
kg: quilogramas
L: litros
L.dia⁻¹: litros por dia
l: lados (m)
m: metros
m²: metros quadrado
m³: metros cúbicos
m³.dia⁻¹: metros cúbicos por dia
mg: miligramas
Mg²⁺: cátion magnésio
mg.kg⁻¹: miligramas por kilograma
mg.L⁻¹: miligramas por litro
min: minutos
mL: mililitros
mm: milímetros
Mn²⁺: cátion manganoso
Na⁺: cátion sódio
N: nitrogênio
N₂: nitrogênio molecular
N total: nitrogênio total
N₂O: óxido nitroso
Na: sódio
N.A.: não aplicado
N.D.: não detectável
N.T.: não determinado
NH₃: amônia livre
NH₄⁺: íon amônio
N-NH₃: nitrogênio na forma amoniacal
NO₃-N: nitrogênio na forma de nitrato
Ni²⁺: cátion níqueloso
NMP.100 mL⁻¹: número mais provável por cem mililitros
NO: monóxido de nitrogênio
NO₂⁻: ânion nitrito
NO₃⁻: ânion nitrato
NTK: nitrogênio total Kjeldahl
NTU: unidade nefelométrica de turbidez
O₂: oxigênio molecular
OD: Oxigênio Dissolvido
°C: graus Celsius
P: fósforo
Pb²⁺: cátion plumboso
PEAD: polietileno de alta densidade
pH: potencial hidrogeniônico
PO₄⁻³: ânion fosfato
PVC: cloreto de polivinila
Q: vazão
r: raio
RJ: Rio de Janeiro
RS: Rio Grande do Sul
s: segundos
sp: espécie
ssp: subespécie

spp: espécies próximas
S: enxofre
 S^{2-} : ânion sulfeto
 Sb^{3+} : cátion antimônio
 Sn^{2+} : cátion estanhoso
SP: São Paulo
SSF: Sólidos Suspensos Fixos
SSMA: Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul
SST: Sólidos Suspensos Totais
SSV: Sólidos Suspensos Voláteis
SVT: Sólidos Voláteis Totais
ST: Sólidos Totais
STD: Sólidos Totais Dissolvidos
T: temperatura
T: taboa
T-C: taboa consorciada
Te: testesmunha
Tr: tempo de residência hidráulico
U.S.EPA: *United States Environmental Protection Agency* (agência de proteção ambiental dos Estados Unidos da América)
UFC: unidades formadoras de colônias
UFSCAR: Universidade Federal de São Carlos
V: volume
Vc: volume do cubo
Ve: volume da esfera
Vl: volume de lixiviado
Zn: zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1	POTENCIAL POLUENTE DO LIXIVIADO.....	21
2.2	RESÍDUOS SÓLIDOS: COMPOSIÇÃO E DEGRADABILIDADE.....	22
2.2.1	ATERRO E A PRODUÇÃO DE LIXIVIADO	23
2.3	O LIXIVIADO	25
2.3.1	GERAÇÃO DO LIXIVIADO.....	26
2.3.2	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO	26
2.4	SISTEMA DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	27
2.4.1	MÉTODOS CONVENCIONAIS	27
2.4.1.1	TRATAMENTO BIOLÓGICO.....	27
2.4.1.2	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO	30
2.4.2	PROPOSTAS ALTERNATIVAS	31
2.5	LEITOS CULTIVADOS	32
2.5.1	TIPOS DE LEITOS CULTIVADOS	34
2.5.1.1	BANHADOS NATURAIS	34
2.5.1.2	LEITOS CULTIVADOS CONSTRUÍDOS	35
2.5.2	FATORES QUE AFETAM OS LEITOS CULTIVADOS	36
2.5.3	TIPO DE ESCOAMENTO	37
2.5.3.1	LEITO CULTIVADO DE FLUXO SUPERFICIAL (FS).....	37
2.5.3.2	LEITO CULTIVADO DE FLUXO SUB-SUPERFICIAL (FSS).....	38
2.5.3.3	LEITO CULTIVADO DE FLUXO VERTICAL (FV)	39
2.5.4	MECANISMO DE TRATAMENTO	40
2.5.4.1	MECANISMO DE REMOÇÃO	42
2.5.5	COMPONENTES DE LEITOS CULTIVADOS CONSTRUÍDOS	43
2.5.5.1	MACRÓFITAS AQUÁTICAS	43
2.5.5.1.1	TRANSFERÊNCIA DO OXIGÊNIO PARA O MEIO	44
2.5.5.1.2	SELEÇÃO DE MACRÓFITAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES	45
2.5.5.2	SUBSTRATOS	49
2.5.5.3	MICROORGANISMOS.....	50
2.5.6	IMPLANTAÇÃO DE LEITOS CULTIVADOS CONSTRUÍDOS.....	51
2.5.6.1	ASPECTOS HIDRÁULICOS.....	51
2.5.6.2	TEMPO DE RESIDÊNCIA HIDRÁULICA	53
2.5.6.3	RELAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA COM A POROSIDADE DO SUBSTRATO	54
2.5.6.4	OPERAÇÃO NOS LEITOS CULTIVADOS	55
2.5.6.5	EFICIÊNCIA DOS LEITOS.....	55
2.5.7	FÓSFORO NAS PLANTAS	56
2.5.8	METAIS.....	58
2.5.9	USO DE LEITOS CULTIVADOS	59
2.5.9.1	TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	60
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	64
3.1	INTRODUÇÃO.....	64
3.2	SISTEMA HIDRÁULICO.....	67
3.2.1	ESQUEMA DO SISTEMA DE TRATAMENTO	68
3.2.2	DEFINIÇÃO DAS VAZÕES DE OPERAÇÃO E TEMPO DE RESIDÊNCIA.....	69
3.3	SUBSTRATO	72
3.4	PLANTAS	73

3.5	LIXIVIADO.....	75
3.6	COLETA E ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO DA LAGOA DE CONTENÇÃO	76
3.7	EVAPORAÇÃO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO	77
3.8	DESTINO DO AFLUENTE PÓS-TRATADO	78
3.9	DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS EM DIFERENTES TAXAS DE CARGA ORGÂNICA	78
3.10	ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO	79
3.11	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO.....	80
3.12	ANÁLISE DAS PLANTAS	80
3.13	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA	81
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO		82
4.1	CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS DO LIXIVIADO.....	82
4.2	CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DOS LEITOS CULTIVADOS	84
4.3	IDENTIFICAÇÃO DAS MACRÓFITAS.....	86
4.4	ADAPTAÇÃO DAS MACRÓFITAS	86
4.4.1	SOBREVIVÊNCIA.....	94
4.4.2	CRESCIMENTO.....	95
4.4.3	INFLORESCÊNCIA	96
4.4.4	PERFILHAMENTO.....	97
4.5	METAIS E ENXOFRE NA FITOMASSA AÉREA DAS MACRÓFITAS	98
4.5.1	ZINCO.....	98
4.5.2	COBRE.....	100
4.5.3	FERRO	102
4.5.4	MANGANÊS	104
4.5.5	ENXOFRE.....	106
4.6	ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO.....	107
4.6.1	pH.....	107
4.6.2	CONDUTIVIDADE ELETRICA	110
4.6.2.1	DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS EM DIFERENTES TAXAS DE CARGA	
	ORGÂNICA	111
4.6.3	TEMPERATURA.....	112
4.6.4	CLORETOS	114
4.6.5	FÓSFORO	116
4.6.6	NITROGÊNIO TOTAL	118
4.6.7	NITROGÊNIO AMONÍACAL.....	120
4.6.8	NITRATO	122
4.6.9	NITRITO	124
4.6.10	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO	124
4.6.11	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	126
4.6.12	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	128
4.6.13	SÓLIDOS TOTAIS	130
4.6.14	SÓLIDOS TOTAIS FIXOS.....	131
4.6.15	SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAIS	132
4.6.16	FERRO	134
4.6.17	ZINCO	135
4.6.18	COBRE, MANGANÊS E ENXOFRE	136
4.7	ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO	137
4.7.1	COLIFORMES TOTAIS	137
4.7.2	COLIFORMES FECAIS	139
4.8	VOLUME DE LIXIVIADO NOS LEITOS.....	141

5 CONCLUSÕES	143
5.1 CONCLUSÕES	143
5.2 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	144
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	145

1 INTRODUÇÃO

Historicamente, o ser humano tem utilizado a natureza como depósito para os resíduos gerados em seu processo de desenvolvimento. O crescimento urbano, a industrialização e a decorrente elevação do consumo vêm provocando o aumento da geração de resíduos sólidos, principalmente nas regiões metropolitanas, impondo grandes demandas, tanto pela quantidade, quanto pelas características dos resíduos gerados (SILVA, 2002).

O problema do lixo, termo comumente atribuído aos resíduos sólidos, surgiu basicamente quando o homem começou a viver de forma sedentária. Os mesopotâmicos utilizavam-se das técnicas de aterramento de seus resíduos, enterrando-os em trincheiras até a sua decomposição, quando então eram removidos e utilizados como fertilizantes orgânicos na produção de cereais (LIMA, 1995 apud LINS, 2003). No século XVI, na Europa, a peste bubônica, doença que vitimou 43 milhões de pessoas, também contribuiu para que o homem passasse a utilizar a prática de aterrar seus dejetos. Mais tarde, com a revolução industrial, a produção em massa dos bens de consumo acarretou, além de um aumento significativo no consumo das matérias primas, um aumento na produção de lixo e, conseqüentemente, na contaminação do meio ambiente (LINS, 2003).

Hoje, o significativo aumento na produção dos resíduos gerados pelo homem, em função da industrialização de vários setores da economia, vem sendo um dos grandes desafios para as áreas responsáveis pela pesquisa, planejamento e operação do sistema de destino final de resíduos sólidos (PIRES et al., 2003), pois, quando a forma de disposição desses resíduos é inadequada, eles podem proporcionar sérios danos à qualidade de vida do homem e ao ambiente. Nos chamados lixões, por exemplo, os resíduos sólidos são descartados no solo, a céu aberto, sem qualquer tratamento, facilitando a proliferação de vetores, gerando maus odores e, principalmente, poluindo as águas superficiais e subterrâneas através do lixiviado

produzido pela decomposição dos resíduos sólidos (LINS, 2003). No Brasil, a situação de disposição desses resíduos é alarmante, pois mais de 80 % dos municípios os depositam em locais a céu aberto, em cursos d' água ou em áreas ambientalmente protegidas (JUCÁ, 2002).

Segundo Silva (2002), dentre as alternativas tecnológicas para a disposição de resíduos sólidos urbanos, o aterro sanitário é a técnica mais utilizada mundialmente. A sua construção baseia-se na criação de uma estrutura impermeabilizada, seguindo critérios de engenharia e normas de operação, cujo objetivo é impedir que elementos tóxicos, produzidos pela decomposição do lixo, entrem em contato com a água e o solo, poluindo o meio ambiente. Para Ferreira et al. (2003), além de ainda ser a técnica mais utilizada no mundo para disposição de resíduos, o aterro sanitário é de extrema importância em um sistema integrado de gerenciamento de resíduos urbanos. Entretanto, mesmo quando a disposição dos resíduos é feita através de aterros projetados e controlados, cuidados devem ser mantidos de forma a não permitir eventuais contaminações do ecossistema local. Neste caso, além de se observar a operação adequada do aterro, a quantificação, o controle e o tratamento do líquido percolado (chorume) através das camadas do aterro, são parâmetros fundamentais para garantir a eficiência do mesmo, estando incluídos entre as principais variáveis a serem definidas na implantação de um aterro (FERREIRA et al., 2003).

Conforme Silva (2002), durante a vida útil do aterro e após cessar o seu funcionamento, é necessário que haja um monitoramento cuidadoso dos gases, bem como o emprego de técnicas de tratamento do líquido percolado. Esse líquido (chorume) resulta da decomposição dos resíduos e sua composição é variada e complexa. O chorume e/ou lixiviado representa um dos vários fatores de risco para o meio ambiente, devido às altas concentrações de matéria orgânica recalcitrante, bem como quantidades consideráveis de metais, sais inorgânicos e microrganismos patogênicos, possuindo ainda uma DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) elevada que pode equivaler a cerca de 200 vezes o esgoto doméstico (LINS, 2003). Assim, o tratamento desse líquido mostra-se um desafio nos aterros de resíduos sólidos urbanos, uma vez que suas características são alteradas em função do tipo de resíduo e, sobretudo, com a idade do aterro. Mesmo assim, a maioria dos aterros brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o líquido percolado ou o trata de maneira ineficiente, sendo que o lixiviado, em alguns aterros, tem sido lançado nos córregos ou no solo ainda com alta carga poluidora.

Para evitar os problemas ambientais decorrentes do descarte do lixiviado no ambiente é necessário estudar alternativas de baixo custo que possam ser aplicadas à realidade brasileira

para o pós-tratamento desse líquido. Uma dessas alternativas pode ser a utilização dos leitos cultivados, a qual vem sendo utilizada no tratamento de esgotos, mas ainda não foi estudada em grande escala para o pós-tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. Assim, surge o problema: os leitos cultivados constituem uma alternativa eficaz no pós-tratamento do lixiviado de aterro resíduos sólidos urbanos?

Este trabalho consiste no estudo de leitos cultivados com macrófitas (*wetlands*) para o pós-tratamento de lixiviado de aterros de resíduos sólidos em um sistema piloto construído em condições de ambiente controlado. O objetivo principal é avaliar a utilização de leitos cultivados com taboa (*Typha sp.*) e juncus (*Elecoharis sp.*) no pós-tratamento do lixiviado do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo. Os objetivos específicos são: avaliar os teores de DQO, OD, P, N total, NH₃-N, NO₃-N, NO₂-N, pH, CE, temperatura, Cl⁻, ST, STF, SVT, Zn, Fe, Mn, Cu, S e a população de CF e CT no lixiviado em quatro épocas, comparando as concentrações dessas variáveis do afluente com o efluente; comparar os teores das variáveis mencionadas acima com o padrão de lançamento estabelecido pela Portaria 05/89 (SSMA, 1889) e comparar a eficiência no pós-tratamento do lixiviado dos diferentes sistema de cultivo com plantas (taboa, juncus e o consórcio das duas espécies) e também a diferença no tratamento entre o cultivo com plantas e sem plantas (testemunha).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Potencial poluente do lixiviado

O lançamento de efluentes tratados ou não em um caudal líquido provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água, o que pode resultar em profundas e severas alterações ecológicas no ambiente aquático (HUSSAR, 2001). A principal consequência da disposição de águas residuárias nesse ambiente é a ocorrência da demanda de oxigênio, que é provocada pela estabilização da matéria orgânica, resultando na formação de pequenas quantidades de sais minerais dissolvidos na água, principalmente nitrogênio e fósforo, cuja presença leva ao desenvolvimento excessivo de algas resultando na eutrofização dos corpos receptores. (BRANCO, 1972; PEREIRA, 1976; SILVA, 1979; VON SPERLING, 1998 apud HUSSAR, 2001).

Conforme Silva (2002), o lixiviado gera impactos ambientais por apresentar elevado poder de poluição das águas. A percolação do líquido do aterro pode provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais, sendo que uma das primeiras alterações observadas é a redução do teor de oxigênio dissolvido, o que pode prejudicar a fauna e a flora aquática.

A eutrofização é o resultado do aumento da concentração de O_2 (oxigênio molecular) dissolvido no sistema. Ela é responsável pelo crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas. Os efeitos negativos da eutrofização, segundo Neto (1988) apud Von Sperling (1996), podem ser resumidos da seguinte forma:

- desenvolvimento excessivo e prejudicial de algas, proliferação de macrófitas aquáticas, etc;
- alterações profundas da biota, com a substituição de espécies de peixes e outros organismos;

- decomposição orgânica, consumo e depleção de oxigênio dissolvido e anoxia;
- degradação da qualidade da água, com alterações de composição, cor, turbidez, transparência, etc;
- liberação de gases e produção de maus odores;
- formação de depósitos bentais e reciclagem de nutrientes;
- prejuízos consideráveis para o uso da água em abastecimento, irrigação e para aproveitamentos hidroelétricos;
- prejuízos diversos para recreação, turismo e paisagismo;
- aumento da evaporação;
- elevação de nível e entaves para o escoamento das águas;
- produção de substâncias tóxicas;
- condições propícias para a criação de mosquitos, larvas e outros vetores.

2.2 Resíduos sólidos urbanos: composição e degradabilidade

As características dos resíduos sólidos produzidos pela sociedade variam essencialmente em função de fatores culturais e econômicos. A característica econômica predominante de uma municipalidade essencialmente agrícola, comercial ou industrial leva a geração de resíduos com diferentes composições. O poder aquisitivo de cada comunidade, e, portanto, o acesso dos habitantes a certos bens de consumo e não a outros, bem como a própria cultura de consumo de cada localidade resultarão em diferenças qualitativas e quantitativas dos resíduos produzidos (FLECK, 2003).

Segundo Bidone e Povinelli (1999) apud Lins (2003), os resíduos domésticos, quanto a sua degradabilidade, podem ser classificados em facilmente degradáveis (alimentos e resíduos de jardinagem), moderadamente degradáveis (papéis, papelão e material celulósico), dificilmente degradáveis (pedaços de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira, bem como compostos metálicos) e não degradáveis (vidros, metais, plásticos, pedras, terra, etc.).

2.2.1 Aterro sanitário e a produção de lixiviado

Os aterros sanitários respondem pela maior parte da destinação final dos resíduos sólidos urbanos coletados globalmente. Para seu funcionamento, é necessária a adoção de um conjunto de medidas e procedimentos operacionais que reduzam os impactos ambientais gerados, tais como: impermeabilização da base; drenagem e tratamento dos líquidos lixiviados; controle da emissão de gases tóxicos, poeira e demais materiais particulados; gestão de odores, tratamento e reaproveitamento energético do biogás. Sendo que, a geração de líquidos lixiviados constitui-se na principal preocupação quanto à degradação ambiental em áreas localizadas próximas ao local de disposição final dos resíduos sólidos, uma vez que o tratamento desses efluentes tem se mostrado um grande desafio (CASSINI, 2003).

Segundo Christensen e Kjeldsen (1989) apud Lins (2003), mais de 97 % dos compostos encontrados no lixiviado podem ser classificados em quatro categorias, considerando-se que o aterro recebe, em sua maior parte, resíduos domiciliares. São eles: matéria orgânica, compostos orgânicos específicos, macrocomponentes inorgânicos e metais. Muitos autores utilizam a seguinte classificação para qualificar o lixiviado produzido (LINS, 2003):

- Lixiviados jovens com alta carga orgânica: valores de DQO maiores que 20.000 mg.L⁻¹, alto conteúdo de metais (até 2.000 mg.L⁻¹) e degradabilidade média (DBO₅/DQO > 0,65);
- Lixiviados estabilizados com baixa carga orgânica: valores de DQO menores que 2.000 mg.L⁻¹, baixo conteúdo de metais (menos de 50 mg.L⁻¹) e biodegradabilidade muito fraca (DBO₅/DQO < 0,1).

Nas fases iniciais de degradação dos resíduos, o lixiviado drenado de aterros sanitários caracteriza-se pela elevada concentração de nitrogênio amoniacal e ácidos graxos voláteis, com solubilização de materiais inorgânicos e metais pesados. Diferentemente, após o consumo do substrato orgânico mais facilmente assimilável pelos microrganismos decompositores, restam os compostos recalcitrantes, de difícil degradação bioquímica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, resultantes da decomposição de tecido vegetal morto, que contribuem significativamente para a coloração escura do lixiviado (IPT/CEMPRE, 2000 apud CASSINI, 2003).

Conforme Segato e Silva (2002), a composição química do lixiviado varia muito - como se pode observar no quadro 1, dependendo da idade do aterro e dos eventos que ocorreram antes da amostragem. Em termos gerais, os processos de reação bioquímica que ocorrem num aterro podem ser aeróbios e/ou anaeróbios. A cobertura diária do lixo promove processos aeróbios, que têm duração de um dia a várias semanas, até que seja consumido todo o oxigênio que a carga contém. Logo após, dá-se início à degradação anaeróbia, onde os organismos facultativos ou anaeróbios decompõem as substâncias orgânicas iniciais, proteínas, graxas e hidratos de carbono em CO₂ (gás carbônico), H₂ (gás hidrogênio) e ácidos graxos menores.

Quadro 1 - Íons presentes no lixiviado e suas principais fontes.

Íons	Fontes
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻	Material orgânico.
Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Sn ²⁺	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas.
Hg ²⁺ , Mn ²⁺	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.
Ni ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis).
Al ³⁺	Latas descartáveis, utensílios domésticos, embalagens laminadas em geral.
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes de raios-X.
As ³⁺ , Sb ³⁺ , Cr ²⁺	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.

Fonte: Adaptado de Silva (2002).

A presença de materiais orgânicos de difícil degradação e de outros constituintes químicos nos resíduos urbanos confere ao lixiviado uma característica recalcitrante (em termos de tratamento biológico) e uma DQO (Demanda Química de Oxigênio) em geral elevada, dificultando seu tratamento em sistemas convencionais (PIRES, 2003). Assim, uma das dificuldades no tratamento de lixiviados de aterros sanitários é a grande variação nos volumes gerados, bem como sua composição (REICHERT, 1999). No caso do lixiviado, alguns autores afirmam que a recalcitrância estaria associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas (SILVA, 2002).

Outros poluentes presentes no lixiviado são os metais, que podem se apresentar sob diversas formas (livres, complexados, não solubilizados). Esses poluentes devem ser monitorados com rigor, devido aos danos ambientais que promovem. Fatores físicos, como a

temperatura, também são importantes, pois muitos íons não são solúveis em temperaturas baixas, enquanto outros têm a sua solubilidade reduzida em temperaturas elevadas. (SILVA, 2002).

2.3 O lixiviado

O lixiviado constitui um dos maiores contaminantes do solo, das águas subterrâneas e superficiais. Ele resulta da ação enzimática de microrganismos, da degradação dos resíduos sólidos e da infiltração de água no aterro. Em função da elevada concentração de matéria orgânica e outros materiais inorgânicos, o lixiviado constitui-se num poluente extremamente agressivo ao ambiente, necessitando de tratamento anterior ao seu lançamento no corpo receptor (PIRES, 2003).

Conforme Reichert (1999), existe na literatura da Língua Portuguesa uma grande divergência acerca de qual nomenclatura é adequada para expressar e denominar o líquido proveniente dos aterros sanitários. Um dos termos mais utilizado é lixiviado, do verbo *leach* que em Inglês significa lixiviar, e cuja tradução é: chorume, lixiviado, percolado, líquidos lixiviados e líquidos percolados.

Segundo Gomes (1995) apud Reichert (1999), muitos pesquisadores preferem os termos percolados ou líquidos percolados, elegendo o termo chorume apenas para denominar o resultado de atividades hidrolíticas-microbianas na degradação dos resíduos.

Para Orth (1981) apud Lins (2003), o percolado ou lixiviado é uma combinação do chorume com a água da chuva, a qual se infiltra na cobertura final do aterro e percola através do lixo (LINS, 2003). A ABNT define chorume como “líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); constitui-se numa mistura de substâncias inorgânicas, compostos em solução, em estado coloidal, e diversas espécies de microrganismos”. Segundo Schalch e Moraes (1988) apud Lins (2003), o chorume, também é denominado “sumeiro” ou “purina”.

Para Bulc et al. (1997), o lixiviado, devido a sua toxicidade, é classificado como efluente problemático, e representa uma fonte perigosa de poluição ambiental. Sua purificação é difícil e freqüentemente põe em perigo a qualidade das águas.

2.3.1 Geração do lixiviado

O lixiviado é formado pela digestão da matéria orgânica sólida, por ação de exoenzimas produzidas por bactérias que solubilizam a matéria orgânica, para que essa possa ser assimilada pelas células bacterianas. A matéria orgânica pode sofrer dois tipos de decomposição: a anaeróbia, quando a massa de lixo está recoberta e bem compacta com argila e a aeróbia, quando a massa de lixo está em contato com o ar, ou por ausência de recobrimento, ou pela má compactação da camada de cobertura.

Segundo Mc Bean et al. (1995), os tipos, as quantidades, e as taxas de produção dos contaminantes presentes no lixiviado, são influenciados por vários fatores, incluindo o tipo e a composição do lixo, a sua densidade, a seqüência de colocação, a profundidade, a transferência da umidade, a temperatura, o tempo, e o pré-tratamento.

2.3.2 Composição do lixiviado

Conforme Filho et al. (2001), a identificação de compostos orgânicos em lixiviado é uma preocupação que vem motivando a pesquisa científica em nível mundial. Como exemplos podem ser citados trabalhos dedicados à identificação de carcinógenos, compostos orgânicos voláteis em atmosfera de aterros sanitários com e sem piscina para coleta de lixiviado, estrógenos ambientais, potencial de lixiviação de plastificantes - como o dietilhexilftalato,- testes de toxicidade e o desenvolvimento de sistemas de alto vácuo para a extração de orgânicos voláteis.

A composição do lixiviado esta condicionada a uma série de fatores e sua composição química é variável, dependendo muito dos tipos de resíduos que são depositados no terreno. Para que se tenha um controle da situação, torna-se necessário o gerenciamento ambiental, monitorando-se, dentre outros fatores, a qualidade e a quantidade de lixiviado produzido (SILVA, 2002). Sua composição depende, basicamente, da composição dos resíduos sólidos e das condições internas do aterro, como temperatura, conteúdo de umidade, altura do aterro, decomposição e a qualidade da água que entra no aterro (LINS, 2003).

A disposição do lixiviado em corpos d'água não é regida por nenhuma legislação específica. Usualmente, confere-se a ele tratamento similar ao dispensado a efluentes de

origem industrial, sendo este, assim, regulado por diplomas legais federais e estaduais (MANNARINO, 2003).

2.4 Sistemas de tratamento do lixiviado

A determinação do melhor sistema de tratamento para o lixiviado não é uma tarefa simples: pois, a princípio, todas as operações e processos de tratamento de águas residuárias podem ser a ele aplicados. No entanto, a eficiência varia, processo a processo, de lixiviado para lixiviado. Fatores importantes como a característica do lixiviado, a flutuação das vazões, a possibilidade de tratamento conjunto com efluentes domésticos, as variáveis ambientais, os custos e a disponibilidade de área para implantar a estação de tratamento, entre outros, direcionam a seleção do tratamento mais adequado (REICHERT, 1999).

2.4.1 Métodos convencionais

Devido à complexidade da composição do lixiviado, são necessárias as associações de diversos níveis de tratamento para a obtenção de efluentes com as qualidades requeridas pelos padrões de lançamento. Os processo mais indicados e mais utilizados para este tipo de efluente são os tratamentos biológicos e físico-químicos.

2.4.1.1 Tratamento biológico

Os despejos orgânicos, em sua grande maioria, são submetidos aos tratamentos biológicos, com a finalidade de remover a matéria orgânica através do metabolismo de bactérias e de outros microrganismos saprófitas. Nesse tratamento, a matéria orgânica é utilizada como alimento e se transforma em nutrientes minerais, resultando na depuração das águas residuárias. Distinguem-se os processos aeróbios e os anaeróbios, dependendo das condições existentes no meio líquido (BOTELHO, [S.d.]).

Quando o lixiviado apresenta elevada DQO (acima de 10.000 mg.L⁻¹), baixa concentração de nitrogênio amoniacal, uma relação DBO₅/DQO entre 0,4 e 0,8 e elevada

concentração de ácidos graxos voláteis, o tratamento biológico desse efluente é prontamente indicado (FORGIE, 1988; HAMAD et al., 2000 apud CASSINI, 2003).

O tratamento biológico – aeróbio e anaeróbio – do lixiviado é baseado no contato do líquido com uma cultura de microrganismo que se desenvolve ao usar a matéria orgânica dissolvida como fonte de alimento e energia. Os métodos utilizados para otimização do processo biológico incluem o controle dos níveis de oxigênio dissolvido, a adição de nutrientes, o aumento da concentração de microrganismo e a manutenção das condições ambientais ótimas, como pH, temperatura da mistura, entre outros (REICHERT, 1999).

Para Qasim e Chiang (1994) apud Reichert (1999), os processos mais utilizados no tratamento biológico do lixiviado de aterro sanitário são:

a) Lodos ativados

No processo de lodos ativados, microrganismos são misturados com o lixiviado e o crescimento microbiano se dá pela assimilação da matéria orgânica, dissolvida ou suspensa, presente no afluente. Os microrganismos crescem na presença do oxigênio dissolvido na água ou são fornecidos mecanicamente e misturados por agitação mecânica. Neste processo, há a formação de flocos ou colônias de microrganismos (REICHERT, 1999).

No método de tratamento do tipo lodos ativados, podem ser apontados os seguintes sistemas: lodo ativado convencional, aeração prolongada e fluxo intermitente. O princípio básico do sistema de lodo ativado convencional consiste em recircular os sólidos do fundo da unidade de decantação, por meio de bombeamento, para a unidade de aeração, ocorrendo desta forma um aumento na concentração de bactérias. Enquanto no sistema convencional a estabilização do lodo é feita em separado (na etapa de tratamento de lodo), na aeração prolongada ela é feita conjuntamente no próprio reator (HUSSAR, 2001).

O princípio do processo de lodos ativados com operação intermitente consiste de um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. A massa biológica permanece no reator durante todos os ciclos, eliminando a necessidade de decantadores separados (VON SPERLING, 1996).

b) Lagoas de estabilização

Conforme Reichert (1999), lagoas de estabilização são bacias de grande volume e pequenas profundidades, onde a ação do vento e a atividade fotossintética das algas promovem a aeração e uma mistura de população microbiana autotrófica e heterotrófica

decompõe a matéria orgânica ao longo de um grande tempo de residência. A radiação solar ou intensidade luminosa é um fator ambiental muito importante, uma vez que regula a produção de oxigênio pelas algas. Sob o ponto de vista de tratamento, as lagoas de estabilização podem ser classificadas da seguinte forma: lagoas anaeróbias, lagoas facultativas, lagoas aeróbias (aeração natural), lagoas aeradas (aeração mecânica) (SILVA, 1979 apud HUSSAR, 2001).

As lagoas de estabilização são bastante indicadas para as condições brasileiras devido ao clima favorável (temperatura e insolação elevadas), operação simples e necessidade de poucos equipamentos (JUCÁ et al., [S.d.]). As lagoas de estabilização podem ser:

- Lagoas anaeróbias

Lagoas anaeróbias são tanques de grande profundidade (4,0 a 5,0 m), sendo essa profundidade importante no sentido de reduzir a possibilidade de penetração do oxigênio produzido na superfície para as demais camadas. A carga orgânica aplicada deve ser alta, de maneira que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior à taxa de produção, criando condições estritamente anaeróbias (JUCÁ et al., [S.d.]).

- Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são tanques de menor profundidade (1,5 a 3,0 m), onde a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), conjuntamente com a matéria orgânica de pequenas dimensões (DBO finamente particulada), não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. Na camada superficial, tem-se a zona aeróbia. Nesta zona, a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. A necessidade da presença de oxigênio é suprida no meio pela fotossíntese realizada pelas algas. Tem-se, assim, um perfeito equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico (VON SPERLING, 1996). Abaixo da zona de penetração da energia solar, não ocorre fotossíntese, dando origem à zona facultativa, composta de grupos de bactérias capazes de sobreviver e proliferar tanto na presença como na ausência de oxigênio. Na camada de fundo da camada facultativa onde ocorre o depósito de DBO sedimentável, forma-se uma zona anaeróbia, na qual os sedimentos sofrem o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertidos lentamente em gás carbônico, água, metano e outros (JUCÁ, 2002).

- Lagoas aeradas

Lagoas aeradas são semelhantes às lagoas de estabilização, com a diferença de que são providas de equipamentos de aeração mecânica, cuja principal finalidade é introduzir oxigênio na massa líquida. Sua profundidade varia de 3 a 5 m. O sistema funciona como um

tanque de aeração, no qual a aeração artificial substitui a oxigenação natural através das algas (REICHERT, 1999).

c) Discos rotativos (bio-discos)

O sistema de discos rotativos consiste de uma série de discos ligeiramente espaçados, montados em um eixo horizontal. Os discos giram vagarosamente em torno deste eixo e mantêm, a cada instante, cerca da metade da área superficial de cada disco imerso e a restante exposta ao ar. À medida que os discos giram, a parte exposta ao ar possibilita a oxigenação do líquido do biofilme aderido ao disco. Com a passagem dos microrganismos aderidos à superfície dos discos pelo líquido, estes absorvem uma nova quantidade de matéria orgânica, utilizada como substrato (REICHERT, 1999).

2.4.1.2 Tratamento físico-químico

Com a estabilização do aterro, ocorre uma diminuição na proporção dos compostos orgânicos biodegradáveis contidos no lixiviado. Os efeitos de processos biológicos de tratamento diminuem conseqüentemente com a estabilização do aterro e outros métodos de tratamento, tais como técnicas físicoquímicas, podem tornar-se mais apropriadas (MC BEAN et al., 1995).

O tratamento físico-químico associado ao tratamento aeróbio é uma alternativa normalmente utilizada no caso de líquidos lixiviados mais antigos, com DQO na faixa de 1.500 a 3.000 mg.L⁻¹, razão DBO₅/DQO menor que 0,4 e elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Para relações DBO₅/DQO ainda menores, inferiores a 0,1, possivelmente em razão da faixa de concentração de ácidos voláteis, a única alternativa apontada é o tratamento físico-químico (CASSINI, 2003).

Segundo Lima et al. (1998) apud Reichert (1999), as vantagens dos processos físico-químicos, em geral, incluem partida imediata, fácil automação, insensíveis ao efeito da variação da temperatura e, na maioria dos casos, a simplicidade dos materiais e da planta. No entanto, segundo o autor, essas vantagens não são suficientes para garantir o uso desses processos, pois eles apresentam um grande número de desvantagens, como a grande quantidade de lodo gerado pela adição de coagulantes, os elevados custos de implantação e operação e a exigência de produtos químicos.

2.4.2 Propostas alternativas

Além dos métodos descritos anteriormente, muitos outros têm sido propostos e estudados.

a) Evaporação

A evaporação natural ou solar requer grandes áreas e depende fundamentalmente das condições climáticas, como: temperatura, velocidade do vento e umidade (CASSINI, 2003).

b) Aplicação no solo

Considerado um método de tratamento com potencial de descarga zero de efluente, a aplicação no solo de efluentes é uma tecnologia de eficiência comprovada, pois propicia a reutilização de nutrientes e produz um efluente de alta qualidade. O tratamento no solo inclui o uso de plantas, da superfície do solo e da matriz do solo para remover os vários constituintes do lixiviado através de meios físicos, químicos e biológicos. Há três métodos básicos de aplicação no solo: irrigação a baixa taxa; infiltração rápida; e escoamento superficial (VON SPERLING, 1996).

c) Filtros percoladores

Filtros percoladores são filtros biológicos aeróbios formados por um meio suporte, fixo, com grande área superficial e espaços vazios. Um filme biológico desenvolve-se na superfície do meio suporte e os espaços vazios servem para a aeração do sistema e para a passagem do afluente a ser tratado (REICHERT, 1999).

d) Recirculação

A recirculação usa o aterro essencialmente como um grande digestor anaeróbio não controlado, que promove o efetivo tratamento anaeróbio do lixiviado. O fluxo da umidade através do aterro estimula a atividade microbiana, pois promove um melhor contato entre substratos insolúveis, nutrientes solúveis, e os microrganismos (REICHERT, 1999). Segundo Pimenta Jr. (1996) apud Cassini (2003), a técnica da recirculação de lixiviado, além de ser benéfica para a degradação da massa de resíduos aterrada, mostrou-se eficiente no tratamento dos líquidos lixiviados do aterro sanitário de Limeira (SP), no qual se praticava a codisposição de resíduos sólidos industriais classe II e III com resíduos domiciliares.

Embora a recirculação apresente benefícios quanto a uma considerável redução, tanto de carga orgânica quanto do volume de lixiviado, o efluente final ainda não estará em condições de emissão nos cursos d'água receptores, pois ainda pode apresentar elevada DQO e, principalmente, amônia. A recirculação deve, portanto, ser considerada como o primeiro estágio de um processo de tratamento mais amplo (REICHERT, 1999).

2.5 Leitos cultivados

Os leitos cultivados (*wetlands*) podem ser classificados como um sistema natural de tratamento de águas residuárias, baseados em áreas alagadas. (USEPA, 1998; WOOD e MCATAMNEY, 1996 apud LONDE, 2002). Conforme Cowardin et al. (1979) apud Nogueira (2003), áreas alagadas são áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, onde o nível da água pode estar próximo ou cobrindo (camada rasa) a superfície do solo. Resumidamente, constituem-se em áreas de baixa declividade, cobertas com água temporária ou intermitente, que podem ser naturais ou construídas pelo homem. Atualmente, são intensamente utilizadas no mundo todo como técnica de controle da poluição de resíduos domésticos e industriais (ANJOS, 2003).

Segundo Mazzola (2003), o termo “*constructed wetlands*” é utilizado internacionalmente para identificação desses sistemas, que no Brasil ainda não têm um único nome. Alguns pesquisadores usam o termo zona de raízes, sendo este traduzido do termo em inglês “*root zone*”, muito utilizado na Europa. O termo terras úmidas construídas e leitos cultivados construídos também são utilizados.

A tecnologia de tratamento com leitos cultivados teve sua origem na Europa, na década de 50, com leitos de juncus para redução de compostos orgânicos de efluentes industriais (MULAMOOTTIL et al., 1999 apud FERREIRA et al., 2003). Segundo Haberl (1999), durante as três últimas décadas, o sistema de leitos cultivados renasceu no mundo, o que segundo ele deve-se ao fato dos leitos cultivados constituírem um processo de tratamento natural e de baixo custo. No Brasil, os primeiros estudos com leitos cultivados construídos foram resultados das observações feitas nas planícies inundadas da Amazônia (SALATI JR. et al., 1999).

A utilização de leitos cultivados construídos constitui um ecossistema artificial que reproduz as características dos banhados naturais, utilizando plantas aquáticas (taboa, juncus,

aguapé) e substratos (brita, areia, casca de arroz) com o objetivo de purificar efluentes através da combinação de processos biológicos, químicos e físicos (ROBINSON, 1993; KADLEC, 1998; MAURICE et al., 2001 apud HEMKEMEIER, 1999).

O uso de leitos cultivados tem sido proposto como um método de tratamento de baixo custo para efluentes líquidos devido a sua grande capacidade de reduzir a carga de resíduos sólidos e substâncias tóxicas (GOPAL, 1999 apud LONDE, 2002). Os baixos custos de implantação e operação, aliados à tecnologia relativamente simples, são fatores que têm contribuído para a utilização crescente dos leitos cultivados em diversos países do mundo, para o tratamento do lixiviado (CAO et al., 2001 apud FERREIRA et al., 2003).

O investimento na instalação de um leito cultivado para tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos é basicamente relativo aos custos do terreno onde ele será implantado, que normalmente é reduzido por já se tratar de área destinada à disposição final de resíduos. Para sua instalação, são necessários: aquisição de material de impermeabilização de fundo para os tanques, de meio filtrante para fixação da vegetação, das próprias espécies vegetais (que podem ser obtidas em manguezais ou áreas próximas ao aterro) e de eventuais sistemas de bombeamento para condução do percolado até a entrada dos tanques. A operação dos leitos cultivados dispensa o uso de produtos químicos e grandes consumos de energia elétrica e não requer pessoas especializadas para seu funcionamento (CAMPOS et al., 2002 apud MANNARINO, 2003).

Conforme Mannarino (2003), os sistemas de leitos cultivados apresentam as seguintes vantagens: (a) têm a capacidade de tratar simultaneamente uma grande variedade de substâncias; (b) possibilitam tratar o lixiviado no próprio aterro, sem a necessidade de transportá-lo para estações de tratamento em locais distantes; (c) não têm grande produção de lodo no sistema, eliminando a necessidade de uma etapa posterior de tratamento e destinação final desse material; (d) atenuam o aspecto visual desagradável do vazadouro de resíduos; (e) longa vida útil, estimada em de 15 a 20 anos; (f) produzem biomassa, que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (reciclagem de nutrientes), desde que comprovada sua qualidade para o fim determinado.

Fatores de natureza biológica, como ataques de insetos e variações sazonais, e de natureza ambiental, como períodos de seca e de grandes chuvas, influenciam na qualidade do efluente. Como exemplo, altas taxas de evapotranspiração podem levar à concentração do efluente devido à perda de água, mesmo com grandes reduções em carga de determinados poluentes (KADLEC, 1998 apud MANNARINO, 2003).

O manejo da vegetação também pode ser um fator desfavorável ao uso de leitos cultivados, uma vez que é preciso se proceder ao corte e à destinação dessa biomassa após o crescimento das plantas, além dos níveis operacionais ou de sua morte (MANNARINO, 2003).

Quanto à transferência de poluentes promovida pelos leitos cultivados, ainda há muitas incertezas. Alega-se que a volatilização de determinados compostos orgânicos e amônia transformariam uma contaminação da água em contaminação do ar e que alguns poluentes, como metais, são removidos por processos que os acumulam nos sedimentos do material filtrante. Entretanto, ainda não há estudos conclusivos a esse respeito (MANNARINO, 2003).

2.5.1 Tipos de leitos cultivados

Segundo Lautenschlager (2001), leitos cultivados podem ser classificados de diversas formas, dependendo do tipo de plantas, se são naturais ou construídos, e de seus objetivos.

2.5.1.1 Banhados naturais

Os banhados naturais são facilmente reconhecidos como as várzeas dos rios, os iguapós na Amazônia, os pântanos, as formações lacustres de baixa profundidade, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, os manguezais, entre outros (MANNARINO, 2003). São encontrados nas mais variadas condições geomorfológicas e antes do desenvolvimento dos leitos cultivados construídos já eram usados para o tratamento de efluentes.

Para Richardson (1996) apud Anjos (2003), as principais funções de um banhado natural são: (a) atuar no fluxo hidrológico, como descarga e recarga de aquíferos, regulando o armazenamento de água e controle climático regional; (b) atuar na produtividade biológica por meio da produção primária e secundária, armazenando e fixando carbono; (c) atuar no ciclo biogeoquímico, por meio dos processos de transformação do carbono, nitrogênio, enxofre e fósforo; (d) atuar na decomposição do carbono e liberação ou mineralização de nitrogênio, enxofre, fósforo e carbono; (e) regular o habitat de vidas animais e comunidades;

(f) controlar enchentes e sedimentos; (g) contribuir em sistema de tratamento de água, recreação e turismo; (h) atuar na capacidade de preservação da flora e da fauna.

Apesar da potencialidade dos ecossistemas alagados naturais em controlar o fluxo de nutrientes e poluentes, esforços conservacionistas inibiram o uso destas áreas no tratamento de efluentes. Estes e outros fatores orientaram o rápido desenvolvimento de estudos em leitos cultivados construídos (HAMMER, 1989 apud NOGUEIRA, 2003).

2.5.1.2 Leitos cultivados construídos

Devido a grande capacidade de alterar a qualidade das águas, através da ação de diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos dos banhados naturais, os leitos cultivados, têm sido introduzidos de maneira artificial, como uma forma de tratamento de águas poluídas, por diversas formas. (LAUTENSCHLAGER, 2001). Assim, os leitos cultivados construídos são ecossistemas artificiais com diferentes tecnologias, que utilizam os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos banhados naturais (CAMPOS, 2002 apud MANNARINO, 2003).

Segundo USEPA (1999) apud Anjos (2003), os leitos cultivados construídos têm as mesmas características positivas dos banhados naturais. Além disso, seus aspectos negativos são controlados, tornando-se uma alternativa efetiva e de baixo custo para tratamento de efluentes. Esse tipo de mecanismo teve início a partir do movimento ambientalista da década de 70, e teve como objetivo primordial a produção de habitats e o desenvolvimento de técnica natural e barata para controle da qualidade da água (KADLEC e KNIGHT, 1999 apud ANJOS, 2003).

Geralmente, os leitos cultivados construídos são constituídos por uma ou mais unidades dispostas em série ou paralelo, normalmente escavados no solo e recobertos com material impermeável, o qual evita a contaminação da água do lençol freático. Tais materiais são freqüentemente constituídos de bentonita ou mantas sintéticas de cloreto de polivinila (PVC) ou de polietileno de alta densidade (HDPE) (LAUTENSCHLAGER, 2001). Os leitos cultivados podem, ainda, ser cultivados em monocultura, com uma espécie de macrófita; ou serem cultivados com uma seleção de espécies (TROTTER et al., 1994 apud HUSSAR, 2001).

Segundo Lautenschlager (2001), os leitos cultivados podem ser projetados e operados para que exista uma quantidade adequada de líquido que permita o estabelecimento da vegetação. Porém, se a vazão de entrada for limitada ou se esta for variável no tempo, o leito cultivado construído para tratamento pode chegar a ponto de se tornar seco, impossibilitando a fixação da vegetação.

Do ponto de vista prático, leitos cultivados construídos oferecem melhores oportunidades para tratamento de efluentes do que áreas alagadas naturais, pois podem ser idealizados para máxima eficiência na diminuição de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias), DQO e nutrientes, além de permitirem o controle hidráulico e da vegetação (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999 apud NOGUEIRA, 2003).

2.5.2 Fatores que afetam os leitos cultivados

Lautenschlager (2001) apresenta os principais fatores que podem afetar o funcionamento dos leitos cultivados:

a) Fatores climáticos

Fatores climáticos podem afetar o funcionamento dos leitos em função de:

- temperatura: afeta as taxas de reações físico-químicas e bioquímicas, a volatilização e a evapotranspiração;
- radiação solar: afeta a taxa de crescimento da vegetação devido à fotossíntese, a qual depende também do número de horas de insolação por dia;
- precipitação: afeta o balanço hídrico dos leitos cultivados;
- vento: afeta a taxa de evapotranspiração e as trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquático.

b) Solo e geologia

Parte da capacidade de remoção de poluentes por um leito cultivado é devida as interações poluentes-substrato. O fenômeno de sorção desempenha papel fundamental neste processo e depende das características do substrato e de cada poluente considerado.

c) Fatores biológicos

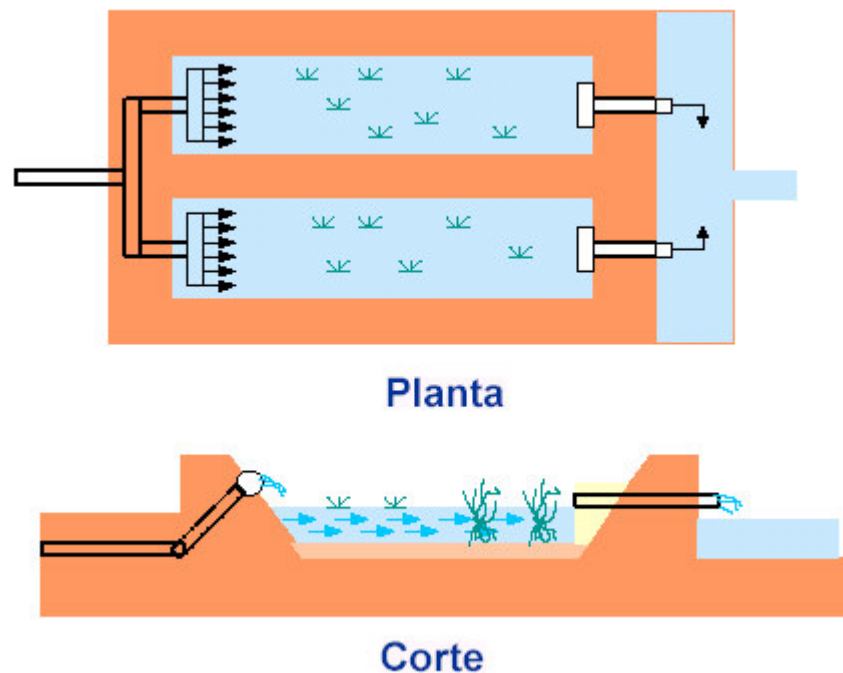
As atividades biológicas são importantes, para o bom desempenho dos leitos cultivados no que tange à remoção de poluentes. O crescimento microbiológico é limitado tanto pela presença de substrato em quantidade adequada, como pela temperatura e pelos valores de pH do meio. A temperatura ótima para a população microbiana varia de 15 a 35 °C. Seu crescimento também ocorre fora desta faixa, embora seja mais reduzido. O pH ideal varia de 6 a 9, e a manutenção desta faixa de pH não chega a representar um problema, pois os leitos cultivados tendem a levar o pH do lixiviado para a neutralidade (WYNN e LIEHR, 2001 apud MANNARINO, 2003).

2.5.3 Tipos de escoamento

Segundo Salati Jr. et al. (1999), os sistemas de filtração nos leitos cultivados operam de forma descendente e ascendente, dependendo do efluente a ser tratado. Segundo Hemkemeier (1997), os leitos cultivados podem ser classificados de acordo com o fluxo ou tipo de escoamento adotado.

2.5.3.1 Leito cultivado de fluxo superficial (FS)

Os leitos cultivados de fluxos superficiais (FS) (Figura 1) procuram imitar o comportamento de zonas alagadiças naturais, principalmente aquelas que apresentam fluxos superficiais rasos (LAUTENSCHLAGER, 2001). Nesse leito, a água flui através do sistema em pequenas colunas localizadas acima do substrato. As macrófitas cultivadas são predominantemente emergentes (TROTTER et al., 1994 apud HEMKEMEIER, 1999). A água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3 m), acima do meio suporte (USEPA, 1988 apud MANSOR, 1998). Esse tipo de tratamento requer uma maior área superficial, sendo apropriado para locais com acesso controlado, a fim de prevenir a exposição humana aos microrganismos patogênicos (TROTTER et al., 1994 apud HUSSAR, 2001). A lâmina d'água fica exposta, podendo ser um meio de desenvolvimento de insetos e uma fonte contaminante de microrganismos (MANSOR, 1998).



Fonte: Adaptada de KADLEC e KNIGHT (1996) apud LAUTENSCHLAGER (2001).

Figura 1 - Configuração típica de um leito cultivado construído de FS.

2.5.3.2 Leito cultivado de fluxo sub-superficial (FSS)

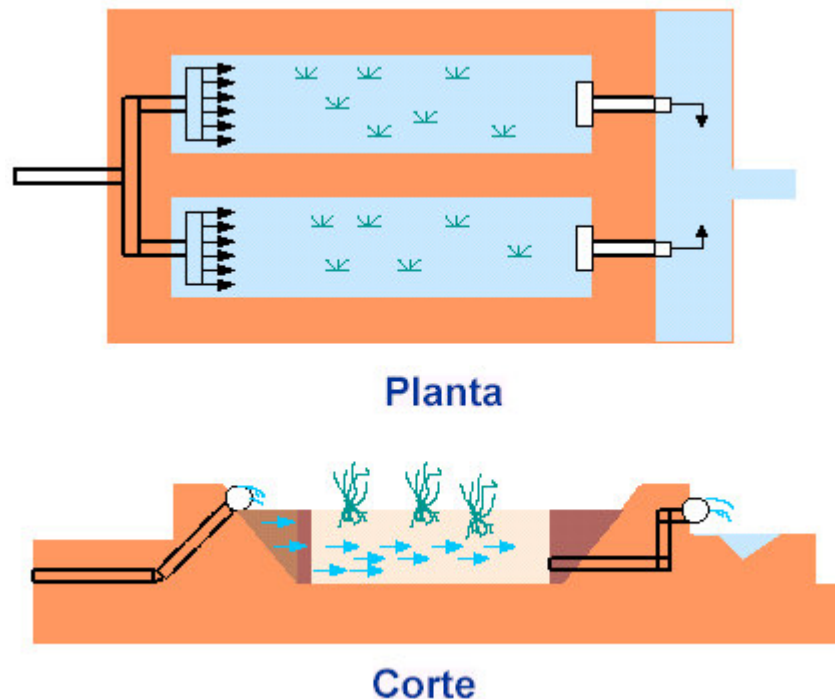
Os leitos cultivados de fluxo sub-superficial (FSS) (Figura 2) funcionam como um filtro lento, onde o líquido escoar por gravidade. Em geral, possui uma inclinação de 1 %, na forma horizontal ou vertical através de todo leito, a fim de permitir um maior contato com organismos que vivem nestes ambientes (MANSOR, 1998).

O sistema mostra-se eficiente no tratamento primário de efluentes, eliminando odores, não oferecendo condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos e impossibilitando o contato de pessoas e animais com a lâmina de água, pois esta se encontra a alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte (ROSTON, 1994; SOUZA e BERNARDES, 1996 apud HUSSAR, 2001).

Segundo Mansor (1998), os mecanismos de remoção de poluente são mais numerosos e efetivos em leitos com brita. Para Ottová et al. (1997), os leitos sub-superficiais fornecem geralmente remoções elevadas de DBO_5 e os resultados mostram uma eficiência média de 86,6 % na redução desta variável na maioria dos casos estudados.

Conforme Lautenschlager (2001), os componentes principais de um leito cultivado construído do tipo FSS são: sistema de entrada do afluente; dique; o meio poroso; tipos de plantas; sistema de controle de saída do efluente.

O sistema de fluxo sub-superficial tem sido freqüentemente usado na Europa para tratamento de efluentes domésticos, mas sua eficácia tem sido questionada no controle de outros poluentes (MISTSCH e GOSSELINK, 1993 apud ANJOS, 2003).



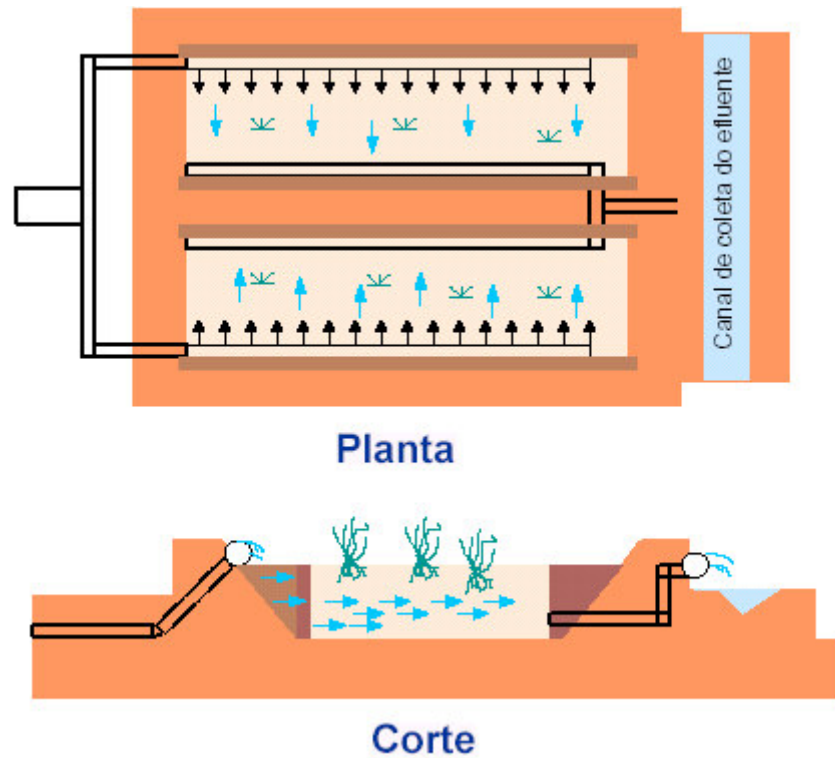
Fonte: Adaptada de KADLEC e KNIGHT (1996) apud LAUTENSCHLAGER (2001).

Figura 2 - Configuração típica de um leito cultivado construído de FSS.

2.5.3.3 Leito cultivado de fluxo vertical (FV)

Os leitos cultivados de fluxo vertical (FV) (Figura 3) são leitos similares aos de escoamento sub-superficial, mudando o sentido do fluxo, que é vertical. Esses leitos têm grande potencial para nitrificação e seu interior é preenchido por brita ou areia e o nível d'água encontra-se abaixo do meio suporte (MANSOR, 1998).

Segundo Platzter (1999), o fluxo vertical tem uma capacidade muito elevada para nitrificação, enquanto que o fluxo sub-superficial é eficiente na denitrificação mesmo com baixa relação de C/N (carbono/nitrogênio).



Fonte: Adaptada de KADLEC e KNIGHT (1996) apud LAUTENSCHLAGER (2001).

Figura 3 - Configuração típica de um leito cultivado construído de FV.

2.5.4 Mecanismos de tratamento

A construção de leitos cultivados visa especialmente à estimulação e melhoria das funções de ciclagem de nutrientes, a remoção de matéria orgânica, princípios ativos e metais, e a elevação de pH do afluente (CAMPOS, 1999).

Conforme Roston e Mansor (1999), o tratamento de efluente nesse sistema passa a funcionar a partir do 1º dia de instalação. Depois, quanto mais bem desenvolvida a planta, maior a eficiência do tratamento.

Diversos processos que transformam e transferem o poluente para o substrato, sedimentos, plantas ou para o ar compõem o sistema de leitos cultivados (METCALF e

EDDY, 1991; MULAMOOTIL et al., 1999 apud FERREIRA et al., 2003). O quadro 2 exemplifica os processos que ocorrem nos leitos cultivados com macrófitas.

Quadro 2 – Processos que ocorrem nos leitos cultivados com macrófitas.

Processo	Função
Físico	
Filtração	O substrato (brita ou solo) junto com as raízes das plantas se comporta como um filtro lento retirando os detritos e partículas coloidais do efluente.
Sedimentação	Floculação e sedimentação dos sólidos.
Adsorção	Adsorção de partículas coloidais por forças moleculares interparticulares.
Químico	
Precipitação	Formação e precipitação de compostos insolúveis como o CaPO_4 (fosfato de cálcio).
Decomposição	Oxidação, redução e irradiação dos compostos menos estáveis.
Adsorção	Adsorção de metais pesados.
Biológico	
Metabolismo Biológico	Decomposição por microrganismo e nitrificação-denitrificação (principais mecanismos de remoção de DBO/DQO e Nitrogênio).
Crescimento das Plantas	Remoção sazonal de nutrientes e traços de metais pelas plantas (podem ser permanentemente removidos pela colheita). Retirada da água pela transpiração.
Tempo de Residência Hidráulico	Decréscimo natural dos patógenos e outros organismos.

Fonte: Adaptado de Wood e Mcatamney (1996) apud Valentim (1999).

Os leitos agem como um filtro biológico, onde os mecanismos físico-químicos, as reações de degradação biológica aeróbia e anaeróbia, a evapotranspiração e a infiltração são responsáveis pela remoção de poluentes (WOOD, 1995 apud HUSSAR, 2001). O tratamento do efluente ocorre através da associação substrato/planta, onde as raízes fixam e retiram do efluente nutrientes químicos como: nitrogênio, metais, fósforo, e matéria orgânica para o crescimento da planta; oxigenam e criam um ambiente biológico e químico favorável ao desenvolvimento das bactérias benéficas; excretam um bactericida, eliminando parte dos coliformes fecais (MANSOR, 1998).

2.5.4.1 Mecanismos de remoção

Segundo Ferreira et al. (2003), os principais mecanismos de remoção de poluentes nos leitos cultivados são:

a) sólidos em suspensão: nos sistemas superficiais, os sólidos são removidos em parte por sedimentação e em parte por filtração através da vegetação. Em sistemas sub-superficiais, a remoção ocorre principalmente pela filtração do substrato utilizado;

b) matéria orgânica: a remoção ocorre por degradação biológica. Os microrganismos responsáveis pela degradação se encontram associados ao lodo ou filme, que são desenvolvidos na superfície das partículas sólidas e na região das raízes da vegetação. Os mecanismos de degradação são oxidação e digestão anaeróbia;

c) nitrogênio: a transformação e remoção de nitrogênio em sistemas naturais envolve um sistema complexo de processos e reações. O nitrogênio amoniacal, geralmente presente em altas concentrações no lixiviado, pode ser removido por volatilização (<10 %), ou adsorvido temporariamente através de reações de troca iônica no substrato. A amônia adsorvida está disponível para ser retirada pela vegetação e microrganismos ou para conversão em nitrito e nitrato através de nitrificação biológica, sob condições aeróbias. Para alcançar remoção real de nitrogênio, a vegetação deve ser colhida e removida do sistema, pois o nitrogênio retorna ao sistema na forma de nitrogênio orgânico;

d) fósforo: o fósforo, que geralmente ocorre como ortofosfato, é adsorvido por argilas minerais e certas frações orgânicas do substrato. A precipitação química com cálcio (em pH neutro ou alcalino) e fenol ou alumínio (em pH ácido), ocorre em menor taxa do que a adsorção. O fósforo é firmemente adsorvido e é resistente à lixiviação.

e) metais pesados: a remoção de metais pesados se dá principalmente por sorção e em menor proporção, por captura pela planta. A capacidade de residência para a maioria dos metais no solo e sedimentos é geralmente muito alta, especialmente com o pH acima de 6,5. Em pH menor e em condições anaeróbias, alguns metais são solúveis e podem ficar presentes em solução. Eficiências mais baixas de remoção são esperadas para sistemas de leitos cultivados superficiais devido ao limitado contato da água com o substrato e sedimentos.

Segundo Di Bernardo (1999) apud Londe (2002), o uso de baixas taxas de filtração faz com que a água permaneça mais tempo sobre o meio filtrante e no seu interior, o que favorece

uma intensa atividade biológica no filtro lento, e uma maior eficiência na remoção de bactérias, vírus e cistos de giárdia.

2.5.5 Componentes de leitos cultivados construídos

Entre os componentes fundamentais dos leitos cultivados construídos destacam-se as macrófitas aquáticas, o substrato e o biofilme de bactérias, responsáveis, direta ou indiretamente, pela ocorrência dos mecanismos de remoção de poluentes associados a esses sistemas.

2.5.5.1 Macrófitas aquáticas

As plantas aquáticas são componentes essenciais dos leitos cultivados e contribuem para a transformação dos nutrientes nos processos físicos, químicos e microbiológicos; além de removerem nutrientes para seu próprio crescimento (GOPAL, 1999). A diversidade dessas plantas, conhecidas em águas continentais é relativamente alta, e são representadas por 28 famílias, 116 gêneros e 950 espécies (MARGALEF, 1983 apud FONSECA et al., 2004).

A terminologia utilizada para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático é muito variada. Na literatura especializada podem ser encontrados termos como hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, limnófitos, plantas aquáticas, macrófitas, entre outros. O termo macrófitas aquáticas (em inglês *aquatic macrophytes* ou simplesmente *macrophytes*) pode ser considerado de uso mais corrente. Segundo Campos (1999), as principais funções das macrófitas aquáticas são: a tomada de nutrientes e outros constituintes do efluente; a transferência de oxigênio para o substrato; a inibição do crescimento de algas sobre o substrato devido à sombra promovida pelas folhas; os rizomas, raízes e serapilheira, que servem de suporte para o crescimento de biofilmes de bactérias.

Segundo dados da Universidade de São Carlos-SP, as macrófitas aquáticas podem atuar como bioindicadoras, pois elas têm a habilidade de assimilar os nutrientes presentes no sedimento, indicando tanto o estágio sucessional quanto o estágio trófico do ecossistema aquático. Por exemplo, a presença de taboa ou juncus em um ambiente é indicativo de que o solo naquele local é muito úmido, sendo o ambiente brejoso ou pantanoso (estágio sucessional

do ambiente aquático). A presença de aguapé, alface-d' água e orelha-de-rato, são indicadoras de ambientes poluídos (estado trófico do ambiente aquático), pois estas espécies costumam se desenvolver melhor em ambientes eutrofizados (isto é, enriquecidos por nutrientes), com altas concentrações de matéria orgânica. A presença de lírio-d' água, elódea e algumas espécies de nymphoides, são indicadoras de ambientes menos poluídos (UFSCAR, [S.d.]).

Segundo Campos (2002) apud Mannarino (2003), quanto ao tipo de vegetação empregada, os leitos cultivados construídos podem ser classificados em três categorias:

a) flutuantes: podem estar fixadas abaixo da superfície, na superfície e acima da superfície, e sua folhagem principal flutua na superfície da água;

b) submergentes: crescem sob a água e podem estar fixadas por raízes;

c) emergentes: os sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes têm vegetação desenvolvida de forma que o sistema radicular encontra-se preso ao sedimento e ao caule e as folhas encontram-se parcialmente submersas. A profunda penetração do sistema radicular permite atingir vários níveis ao longo da camada de sedimentos, dependendo da espécie considerada.

2.5.5.1.1 Transferência de oxigênio para o meio

As macrófitas aquáticas crescem em solos onde não há grande fluxo de oxigênio. O oxigênio da atmosfera consegue penetrar no solo por uma rede de poros e chega até as raízes. Essas plantas possuem na sua estrutura uma rede chamada aerênquimas, que são estruturas desenvolvidas para transportar o oxigênio da atmosfera através das folhas e caules, a fim de suprir a demanda de oxigênio no sistema radicular da planta (AMABIS et al., 1979; HAMMER, 1997 apud HUSSAR, 2001). As trocas de gases com a água ocorrem motivadas pela diferença de solubilidade do oxigênio e do dióxido de carbono, resultando diferentes gradientes de concentração nos aerênquimas e gerando o movimento de O₂ (Oxigênio molecular) (GUNTENSPERGEN et al., 1988; BRIX, 1993; KADLEC e KNIGHT, 1996; HAMMER, 1997 apud HUSSAR, 2001).

O movimento interno do oxigênio da parte aérea para as raízes das plantas constitui um mecanismo para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, ocorrendo a liberação de uma pequena quantidade para a região em torno da rizosfera. O escape de oxigênio pelas

raízes cria pequenas áreas com condições de oxigenação de material orgânico, crescimento de bactérias nitrificantes e inativação de compostos que seriam tóxicos para as raízes (USEPA, 1988; ARMSTRONG et al., 1990; BRIX, 1994 apud MAZZOLA, 2003). Os aerênquimas também transportam os subprodutos da respiração, o metano e outros gases gerados no substrato, através da raiz, caule e folhas das macrófitas, liberando-os na atmosfera, reduzindo o acúmulo de partículas tóxicas na região das raízes em crescimento (MITCHELL et al., 1995 apud HUSSAR, 2001).

A taxa de liberação de oxigênio para as raízes depende da concentração interna de oxigênio e da permeabilidade nas paredes das raízes, sendo esses fatores influenciados pelo clima, pela espécie de planta cultivada, pelo tipo e manejo do sistema (VALENTIM, 1999).

O excesso de oxigênio das demandas respiratórias pelas raízes contribui para a ocorrência de processos oxidativos na rizosfera, as microzonas oxigenadas conduzem reações de oxidação e o meio suporte anaeróbico circundante conduz reações de redução (USEPA, 1988; ARMSTRONG et al., 1990; COOPER, 1993; BRIX, 1994; KADLEC e KNIGHT, 1996 apud HUSSAR, 2001).

Como na rizosfera ocorre justaposição de uma região aeróbia (presença de oxigênio) com outra anóxica, envoltas em uma grande região anaeróbia, tem-se o desenvolvimento de vários tipos de bactérias que motivam o processo de nitrificação-desnitrificação (BRIX, 1993 apud HUSSAR, 2001).

2.5.5.1.2 Seleção de macrófitas para tratamento de efluentes

Segundo Valentim (1999), não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico, sendo aconselhável observar às espécies presentes nas proximidades de onde será instalado o tratamento e montar um sistema piloto com algumas destas plantas. Com o monitoramento de desempenho de cada espécie, pode-se determinar qual delas realiza melhor o tratamento dos resíduos líquidos. O quadro 3 apresenta as principais espécies utilizadas para tratamento de efluentes (VALENTIM, 1999).

Quadro 3 – Principais espécies utilizadas no tratamento de efluentes.

Plantas Emergentes	Plantas Submergentes	Plantas Flutuantes
<i>Scirpus spp.</i> <i>Phragmites australis.</i> <i>Typha spp.</i> <i>Canna flaccida.</i> <i>Eleocharis spp.</i> <i>Juncus spp.</i>	<i>Elodea nuttallii.</i> <i>Egeria densa.</i> <i>Ceratophyllum demersum.</i>	<i>Lemna spp.</i> <i>Spirodela spp.</i> <i>Wolffia arrhiza.</i> <i>Azolla caroliniana.</i> <i>Eichhornia crassipes.</i>

Fonte: Adaptado de Valentim (1999).

Typha sp. (Taboa)

A taboa é uma planta consagrada pela literatura no tratamento de efluentes e em particular do lixiviado de aterro sanitário. Essa planta é morfológicamente adaptada para se desenvolver em sedimentos inundados em decorrência dos grandes volumes de espaços internos capazes de transportar oxigênio para o sistema radicular (FERREIRA et al., 2003).

Segundo Lorenzi (1982) apud Mazzola (2003), a macrófita do gênero *Typha* sp. é popularmente conhecida como taboa, tabua, partasana, paineira-de-flecha, paineira-do-brejo, espadana, landim, capim-de-esteira, erva-de-esteira, bucha, paina, tabebuia, taboinha, tabu, tabuca, tifa e totora.

Conforme Joly (1993), a *Typha* sp. pertence à ordem Pandanales (monocotiledônea), família *Typhaceae*, sendo planta herbácea paludosa, perene, de rizoma rasteiro, brancos, esponjosos e macios. A haste floral é ereta, cilíndrica, glabra, verde, com cerca de 1,5 m a 3 m de altura. As plantas desse gênero apresentam folhas invaginantes na base da planta, longolíneas, com 1 m a 1,7 m de comprimento por 2 cm a 3 cm de largura, acuminadas, coriáceas, lisas, grossas e esponjosas internamente. Essa planta apresenta flores dispostas em densos e condensados ráculos espiciformes cilíndricos, apicais, de coloração avermelhado-castanho e espiga masculina mais fina e disposta separadamente e acima da feminina, na mesma haste floral (Figura 4).

A inflorescência feminina, de formato cilíndrico, lembra um grande charuto de coloração castanho-avermelhada, medindo 10 cm a 20 cm de comprimento e 2 cm de diâmetro. Uma inflorescência feminina pode reunir até 200.000 flores. O fruto dessa espécie é filamentosos. O pólen, usado como fitoterápico, assemelha-se a um fino pó dourado (JOLY, 1993).



Fonte: Mazzola (2003).

Figura 4 - Inflorescência masculina da taboa.

A taboa vegeta em regiões tropicais e temperadas e heliófita e higrófila seletiva. Essa planta vegeta desde em solos arenosos, turfosos até argilosos, com pH variando de 4,8 a 8,1. Porém, prefere solos com alto teor de matéria orgânica, pH 6,0 a 8,0 e nível de água de 15 cm a 40 cm. Essa espécie é considerada como sendo tolerante à salinidade (SILVA JR., [S.d.]).

Conforme Silva Jr. ([S.d.]), a taboa deve ser plantada com espaçamento de 0,7 m X 0,4m durante a primavera. Sua propagação pode ser feita em sementes e segmentos de rizomas. As sementes podem ser postas para germinar em recipientes com água ou em substrato encharcado. O florescimento da taboa ocorre a partir do segundo ano, após o plantio, de agosto a fevereiro. A colheita deve ser feita a partir do segundo ano de cultivo. A *typha sp.* é considerada espécie autóctone da América Latina, palustre e lacustre, que cresce espontaneamente em várzeas alagadas, brejos, represas, canais de drenagem e áreas uliginosas em geral.

Outra característica importante da taboa é a de apresentar elevados índices de saturação luminosa e suportar altas temperaturas. Caso estes índices sejam superados, esta planta produz altas taxas de transpiração, com grandes perdas de água pelos seus estômatos para que sua temperatura interna se reequilibre, cessando momentaneamente a fotossíntese (LORENZI, 1982 apud HUSSAR, 2001).

Eleocharis sp. (Juncus)

O gênero *Eleocharis sp.* é conhecido popularmente por juncus-manso ou juncus fino, e apresenta como características ser uma planta perene, herbácea, robusto-rizomatosa, ereta, que cresce em touceiras, de caule oco e seccionado por dentro (visível por fora), medindo 30-60 cm de altura, com reprodução por sementes e rizomas. Suas folhas são reduzidas a bainhas, com a boca ligeiramente engrossada nos bordos. Possui inflorescências terminais (Figura 5), em espiguetas oblongas, de coloração marrom, assentadas no ápice dos caules, medindo 10-15 mm de comprimento e 2-3 mm de largura (SILVA JR., [S.d.]).



Fonte: David (2005).

Figura 5 - Inflorescência do juncus.

Essa espécie é uma planta daninha, bastante freqüente em locais úmidos, brejosos ou inundados. Ela infesta, principalmente, lavouras de arroz inundadas, canais de drenagem e margens de lagoas. Apresenta um crescimento bastante vigoroso, principalmente se estiver vegetando em locais banhados por águas poluídas, formando intensa vegetação, que chega a dominar todas as demais plantas existentes no local (LORENZI, 1982 apud MAZZOLA, 2003). A unidade floral básica é uma espiguiha que contém um eixo floral, protegido na base

por um par de glumas (brácteas secas), sendo uma inferior ou externa e outra superior ou interna (MAZZOLA, 2003).

2.5.5.2 Substratos

O material filtrante empregado em sistemas de tratamento de leitos cultivados possui papel fundamental no processo de depuração da matéria orgânica, na transformação das frações nitrogenadas, na adsorção de fósforo e, principalmente, na manutenção das condições hidráulicas (SEZERINO e PHILIPPI, 2003).

As macrófitas aquáticas podem crescer em uma variedade de meios, incluindo resíduos orgânicos (por exemplo, palha de arroz, casca de árvores), resíduos de mineração de carvão, lodo, argila, areia, silte, cascalho e argila expandida (CAMPOS, 1999).

As questões hidráulicas (permeabilidade e fluxo) são expressas através das propriedades das partículas sólidas do material filtrante. Partículas com formas poliédricas (arredondas), como aquelas que predominam nas areias e pedregulhos em geral, são universalmente aceitas como ideais para a composição de sistemas de filtração (SEZERINO e PHILIPPI, 2003).

A maioria dos leitos cultivados de escoamento sub-superficial na Europa têm empregado o cascalho e/ou areia grossa. Especialistas recomendam que esses materiais sejam lavados antes de serem utilizados como substrato de filtração, a fim de serem removidas as partículas finas que podem, com o tempo, reduzir a porosidade do material (SEZERINO e PHILIPPI, 2003).

Conforme Kaick (2002), a seleção de substratos depende do tipo de esgoto (domiciliar ou industrial) e do regime hidráulico escolhido (fluxo superficial ou sub-superficial). O substrato, além de ser o suporte para as plantas, proporciona a formação de uma superfície específica reativa para a absorção ou filtração de poluentes e também para o desenvolvimento de sítios para o crescimento de microrganismos.

2.5.5.3 Microrganismos

A maioria dos alagados naturais é dominada por uma variedade de microrganismos, especialmente bactérias e fungos. Estes organismos, com a sua diversidade genética e adaptação funcional, são capazes de usar os constituintes das águas poluídas para o seu crescimento e reprodução. Ao usar esses constituintes, estes organismos mediam transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes e modificam a qualidade da água (MANSOR, 1998).

Nos alagados, podemos encontrar os seguintes tipos de bactérias que realizam estas modificações: fototróficas, encapsuladas, de brotamento, quimiotróficas gram-negativas, gram-negativas aeróbias, gram-negativas anaeróbias, gram-negativas facultativas anaeróbias, formadoras de endoesporos, actinomicetos e organismos correlatos. A maioria das bactérias é heterotrófica; isto é, obtém alimento e energia para o seu desenvolvimento em compostos orgânicos. Algumas bactérias são autotróficas, isto é, sintetizam moléculas orgânicas a partir do carbono inorgânico (CO₂) (MANSOR, 1998).

Segundo Bier (1976) apud Kaick (2002), as bactérias podem ser classificadas em três grupos distintos, conforme seu comportamento em relação ao O₂: aeróbias (só crescem em presença de O₂); anaeróbias estritas ou, simplesmente, anaeróbias (só crescem na ausência de O₂); anaeróbias facultativas (embora possam crescer melhor em aerobiose, também o fazem em anaerobiose).

Os fungos são abundantes nos ambientes alagados, sendo heterotróficos e ecologicamente importantes, porque intermediam uma significativa proporção da reciclagem de carbono e nutrientes (KADLEC e KNIGHT, 1996 apud HUSSAR, 2001).

Tanto as bactérias como os fungos têm uma relação simbiótica com o meio em que vivem. Enquanto que os primeiros estão em simbiose com as raízes e partes submersas, os segundos mantêm simbiose com algumas espécies de algas (líquens) e plantas mais evoluídas (micorizas), aumentando a eficiência dos hospedeiros na absorção de nutrientes da água, ar e meio suporte (HUSSAR, 2001).

Rivera (1995) apud Ceballos et al. ([S.d.]) observaram que a remoção de microrganismo nos leitos cultivados depende de numerosos fatores, com destaque para o substrato, o desenvolvimento da planta, a maturidade da zona radicular e o fluxo hidráulico. Vicent (1994) apud Ceballos et al. ([S.d.]), afirma que não se conhece com precisão o

mecanismo de remoção de bactérias e vírus em leitos cultivados, mas sabe-se que ocorrem pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos que incluem a filtração através da zona da raiz e do biofilme formado sobre o meio suporte, a sedimentação, a oxigenação e a morte - devido às substâncias biocidas excretadas por algumas plantas, - a absorção das partículas de sólidos orgânicos ou não, a produção de antibióticos por outros microrganismos, a ação predatória de nematóides, a radiação solar e as chuvas.

2.5.6 Implantação de leitos cultivados construídos

A implantação e o funcionamento dos leitos cultivados dependem, significativamente, das condições do local de sua implantação e do clima. Cada projeto deve ter um estudo preliminar que permita avaliar, com dados existentes, a potencialidade desse tipo de sistema para a tarefa desejada e o potencial dos locais para a sua instalação. Essa avaliação a priori deve determinar: (a) exequibilidade potencial e área necessária; (b) avaliação dos locais em termos de fatores técnicos e econômicos e seleção de um ou mais para investigação detalhada; (c) investigação de campo; (d) identificação de alternativas mais efetivas em termos de custo; (e) desenvolvimento de critérios para o projeto final (CAMPOS, 1999).

2.5.6.1 Aspectos hidráulicos

Segundo Mitsch e Gosselink (1993) apud Anjos (2003), a hidrologia é a mais importante variável para a construção de leitos cultivados, e determinante para o seu funcionamento. Os autores informam, que, caso as condições hidrológicas estejam bem definidas, os processos químicos e biológicos se desenvolverão em conformidade. Os parâmetros usados para descrever as condições hidrológicas incluem a profundidade do sistema, o tempo de residência da água no sistema e a base geomorfológica.

O desempenho dos leitos cultivados construídos é dependente do projeto hidráulico, aliado a outros fatores, tais como precipitação, infiltração, evapotranspiração, padrão de carga hidráulica e a profundidade da água. Estes parâmetros são importantes nos cálculos de balanço hídrico e expressos conforme a seguinte equação (KADLEC e KNIGHT op.cit apud ANJOS, 2003).

$$Q_i - Q_o + P - ET = Dv / DT$$

Equação 01

Em que:

Q_i = fluxo do afluente do resíduo líquido ($V.t^{-1}$)

Q_o = fluxo do efluente do resíduo líquido ($V.t^{-1}$)

P = precipitação ($V.t^{-1}$)

ET = Evapotranspiração ($V.t^{-1}$)

V = volume da água

T = tempo

O regime hidráulico desse tipo de sistema é controlado pela condutividade hidráulica do meio usado ou pelo gradiente hidráulico do sistema, de acordo com a lei de Darcy (CAMPOS, 1999).

$$Q = K_s \times A \times S$$

Equação 02

Em que:

Q = vazão por unidade de tempo

K_s = condutividade hidráulica de uma unidade de área do suporte, perpendicular à direção do fluxo

A = área da seção transversal

S = gradiente hidráulico do sistema de vazão, $dh.dL^{-1}$

Assim, a área da seção transversal de escoamento do sistema pode ser calculada como:

$$A_c = Q / K_s \times S$$

Equação 03

Em que:

A_c (d.w) = área da seção transversal ao leito, perpendicular à direção do fluxo, m^2

d = profundidade do leito, m

W = largura do leito, m

Q = vazão média no sistema, $m^3 \cdot dia^{-1}$

K_s = condutividade hidráulica do meio, $m^3 (m^2 \cdot dia^{-1})$

S = * declividade do leito ou gradiente hidráulico (como fração decimal)

* para leitos de fundo plano assumir $S = 0,001$

A velocidade de fluxo ($Q \cdot A_c^{-1}$) do líquido através da seção do meio não deve exceder $8,6 m \cdot dia^{-1}$, para evitar a ruptura da estrutura meio/rizoma/raízes e assegurar um tempo de contato suficiente entre o líquido e o biofilme para o tratamento (CAMPOS, 1999).

A profundidade do leito deve variar de acordo com a macrófita aquática usada. Os limites conhecidos são de 76 cm para *Scirpus sp.* e 30 cm para *Typha sp.* Uma vez que a profundidade e a declividade sejam determinadas, é possível calcular a largura do leito, a qual assegura que a vazão de projeto seja contida no perfil do leito e não apareça como fluxo superficial abaixo do ponto de aplicação do gradiente (CAMPOS, 1999).

$$d \times W(A) = Q / K_s S \rightarrow W = Q / K_s \times S \times D \quad \text{Equação 04}$$

2.5.6.2 Tempo de residência hidráulica

O tempo de residência hidráulica esta relacionada com a disponibilidade de espaços vazios, de substrato e da vazão média do sistema (CAMPOS, 1999).

$$t = V_v / Q \quad \text{Equação 05}$$

Em que:

t = tempo de residência hidráulica no sistema, dia

V_v = volume de vazios no sistema, m^3

$$V_v = n.V$$

$$V_v = n.l.w.d$$

n = porosidade do leito, como fração decimal

V = volume total do sistema, m^3

l = comprimento do sistema (paralelo à direção do fluxo), m

w = largura do sistema (perpendicular à direção do fluxo), m

d = profundidade de submersão, igual à altura do substrato no leito, m

Q = vazão média por meio do sistema, $m^3.d^{-1}$

A vazão de água residuária por meio do sistema é considerada igual à vazão de projeto quando não ocorre perda de água por evapotranspiração e infiltração ou ganho por precipitação (CAMPOS, 1999).

2.5.6.3 Relação da constante cinética com a porosidade do substrato

Segundo Campos (1999), a porosidade do meio suporte pode afetar a constante cinética. Isso se deve à disponibilidade de superfície para a formação de biofilme e à maior ou menor condutividade hidráulica. Segundo este autor esta relação foi proposta como:

$$K_{20} = K_0 (37,31 \times n^{4,172})$$

Equação 06

Em que:

K_{20} = Constante da taxa de projeto a 20 °C para o meio selecionado

K_0 = Constante “ótima” para o meio com biomassa subterrânea completamente desenvolvida

: 1,839 d^{-1} , águas residuárias municipais/domésticas

n : porosidade total do meio selecionado para construção do leito, fração decimal

2.5.6.4 Operação nos leitos

Segundo Campos (1999), em princípio, a vegetação não deve ser coletada. A coleta de vegetação é recomendada quando se pretende aumentar a remoção de nutrientes. As macrófitas aquáticas devem ser mantidas em crescimento por meio de distúrbios programados como corte e recorte, (o que promove seu crescimento), aumentado-se com essa operação, à quantidade de nutrientes removidos. Nessa face, as espécies de macrófitas aquáticas tomam quantidades razoáveis de nutrientes, favorecendo o balanço de nutrientes. A maioria dessas espécies apresenta alguma forma de crescimento ao longo de todo o ano, o que possibilita a implantação dessa estratégia (CAMPOS, 1999).

A manutenção de sistemas multiespécies deve ser favorecida, uma vez que cada espécie responde diferentemente à variações de carga e têm ótimos de resposta em épocas distintas do ano. A área de detritos e sedimentos do sistema deve ser aumentada para maximizar as funções de estocagem/sedimentos. Deve-se promover, também, formação de áreas em condições anaeróbias, uma vez que essas áreas promovem aumento da residência de nutrientes e matéria orgânica, em função das baixas taxas de ciclagem verificadas nessas condições (CAMPOS, 1999).

2.5.6.5 Eficiência dos leitos

Conforme Mistsch e Gosselink (1993) apud Lautenschlager (2001), a eficiência dos leitos cultivados construídos está diretamente relacionada à percentagem de nutrientes ou substâncias químicas removidas, retidas, transformadas ou decompostas. Essa eficiência representa a diferença em percentagem entre a quantidade de resíduos que entram no sistema, menos a quantidade que sai. Esse processo está diretamente associado com os ciclos biogeoquímicos (nitrogênio e fósforo) e os processos de transportes químicos (sorção, complexação e oxi-redução). Kadelec e Knight (1996) apud Lautenschlager (2001) desenvolveram uma relação que vem sendo usada para calcular a percentagem de massa removida para eficiência dos leitos cultivados naturais e construídos, tanto para nutrientes quanto para metais tóxicos.

$$\% \text{ massa removida} = 100(M_1 - M_2) / M_1$$

Equação 07

Em que:

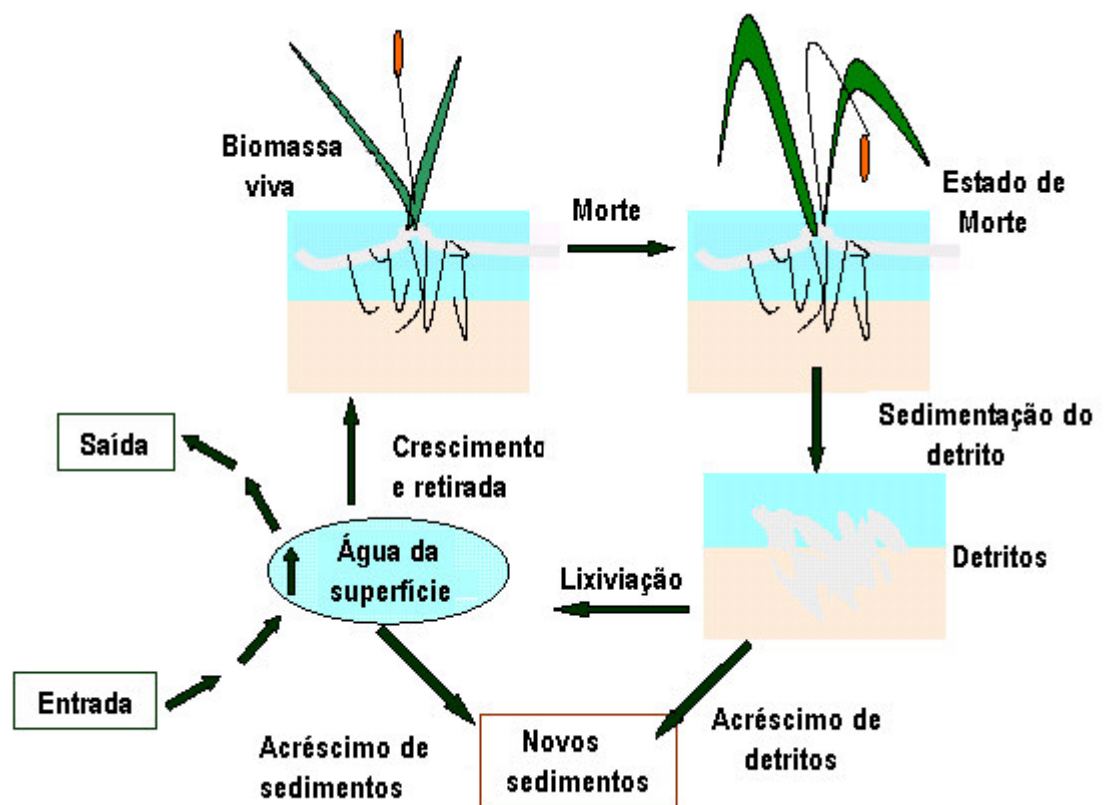
M_1 = massa do poluente da entrada do leito

M_2 = massa do poluente da saída do leito

2.5.7 Fósforo nas plantas

Segundo Richardson e Nichols (1985) apud Gopal (1999), os leitos cultivados tornam-se saturados de nutrientes com o passar do tempo e a sua eficiência de tratamento decai. Os autores enfatizam que estudos de campo relatam uma redução na eficiência para remoção de nitrogênio e fósforo.

A quantidade de fósforo efetivamente removida por um leito cultivado é geralmente menor do que a quantidade de fósforo retirada pelas plantas durante o seu crescimento, morte e decomposição. O fósforo é utilizado em leitos cultivados num ciclo biogeoquímico complexo (LAUTENSCHLAGER, 2001). Um esquema dos processos que ocorrem com fósforo em leitos cultivados é apresentado na figura 6.



Fonte: Adaptado de Kadlec e Knight (1996) apud Lautenschlager (2001).

Figura 6 – Esquema dos processos que ocorrem com o fósforo em leitos cultivados.

A sedimentação de fósforo particulado e a adsorção de fósforo solúvel são processos de remoção básicos que ocorrem nos leitos. O desempenho de remoção ocorrida é quase que independente da temperatura, porém é dependente do pH e tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizada por algumas espécies (KADLEC e KNIGHT, 1996 apud HUSSAR, 2001).

A retirada de fósforo pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa-taxa e fluxo superficial, quando a colheita da vegetação e a remoção são práticas rotineiras. Em caso de colheita, a remoção de fósforo pode representar de 20 % a 30 %, porém a vegetação utilizada nos leitos cultivados é considerada um fator significativo na remoção de fósforo, somente se a colheita for praticada. Se não for realizada a colheita nos leitos cultivados, o fósforo volta para o sistema aquático devido ao decaimento natural da vegetação (REED et al., 1995 apud HUSSAR, 2001).

2.5.8 Metais

No sistema aquático, os metais pesados catiônicos tendem à dissolução quando o pH decresce, enquanto que, com o aumento do pH, ocorre a precipitação dos metais catiônicos até um certo limite, quando são novamente solubilizados (BOURG e LOCH, 1995 apud ANJOS, 2003).

O cobre ocorre nas águas superficiais, como compostos quelados de Cu^{2+} (cátion cúprico), ocorrendo na forma de complexado insolúvel com hidróxidos e ligado a carbonato e com compostos orgânicos, podendo apresentar relativa solubilidade. Nos leitos cultivados construídos para tratamento de resíduos líquidos municipais, o cobre é efetivamente reduzido, podendo apresentar eficiência de até 96 % (KADLEC e KNIGHT op.cii. apud ANJOS, 2003).

A sorção é o destino dominante do zinco nos ambientes aquáticos e ocorre por meio dos óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, argilo-minerais e matéria orgânica. O zinco tem sido sorvido para pH abaixo de 7 e é prontamente transportado em muitas águas superficiais devido à mobilidade (SMITH et al., 1995 apud ANJOS, 2003). Nos leitos cultivados naturais e construídos, as concentrações de zinco têm sido reduzidas de 77 % a 91 % (ANJOS, 2003).

O ferro é o metal que ocorre em maiores concentrações nas águas superficiais dos leitos cultivados naturais ou construídos, sendo freqüentemente assimilado pelas plantas e animais em concentrações significativas que podem chegar a 5.000 mg.kg^{-1} em algumas plantas aquáticas (KADLEC e KNIGHT op. cii. apud ANJOS, 2003).

Nas zonas úmidas, basicamente, o ferro pode estar presente nas águas superficiais como Fe^{2+} (íon ferroso) ou reduzido para Fe^{3+} (íon férrico). A oxidação e a redução do ferro nos leitos cultivados dependem das condições do potencial de oxi-redução. O íon férrico forma estados complexos com uma variedade de ligantes com o hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), fosfato férrico (FePO_4) ou insolúveis adsorvidos pela matéria orgânica (KADLEC e KNIGHT, 1996 apud ANJOS, 2003).

A concentração de ferro nas águas superficiais pode variar de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ para $200 \mu\text{g.L}^{-1}$ em sistemas aquáticos naturais, enquanto os leitos cultivados construídos para sistemas de abastecimento demonstraram que o ferro pode ser removido de 84,6 até 100 % (LEWIS et al., 1999 apud ANJOS, 2003).

O manganês ocorre em concentrações abaixo de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ nas águas superficiais. A

redução da concentração de manganês em alagados tem sido bastante pesquisada, podendo a remoção chegar até 98 % (ANJOS, 2003).

2.5.9 Uso de leitos cultivados

Roston e Mansor (1999) avaliaram o desempenho de leitos cultivados com macrófitas emergentes, em relação à remoção de nitrogênio de águas residuárias. Esses autores constataram que, entre as espécies cultivadas: *Typha dominguensis*, *Typha latifolia* e *Eleocharis fistulosa*, a máxima remoção de nitrogênio total Kjeldahl (91,8 %) foi obtida no leito cultivado com essa última espécie.

Mansor (1998) avaliou o desempenho de 4 leitos cultivados de fluxo sub-superficial, no tratamento do esgoto do Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas da Universidade de Campinas/SP. Dois leitos foram cultivados com *Typha dominguensis* e *Typha latifolia*, sendo um preenchido com brita nº 3 (55-90 mm) e outro com nº 4 (90-135 mm), e outro cultivado com *Eleocharis fistulosa* e preenchido com brita nº 3 e um testemunha somente preenchido com brita nº 3. A taxa de redução da carga orgânica média dos poluentes foi obtida com a brita nº 3, sendo a máxima redução da DQO igual a 82,7% e a máxima remoção de PO_4^{3-} (fosfato) igual a 86,4 %, obtidas no leito cultivado com *Typha dominguensis* e *Typha latifolia*. A máxima redução de NTK (nitrogênio total kjeldahl), igual a 91,8 %, foi obtida no leito cultivado com *Eleocharis fistulosa*.

Valentim (1999) montou um sistema conjugado de reator compartimentado e leitos cultivados, para tratar águas residuárias. Os leitos foram cultivados no sistema de monocultivo com macrófitas das espécies *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*. O autor concluiu que os leitos cultivados indicaram certa tendência de melhores níveis de remoção nos leitos com a presença da espécie *Eleocharis sp.*

Hussar (2001) avaliou o desempenho de um sistema de leitos cultivados com macrófitas aquáticas no tratamento de água residuária de granja de produção de suínos. Os leitos utilizavam como meio suporte brita nº 3 e foram cultivados com *Typha sp.* Esse autor obteve reduções de DQO entre 31,87 % e 51,33 %; de Sólidos Sedimentáveis de 100%; de Sólidos Suspensos entre 10,55 % e 67,87 %; de NTK entre 9,09 % e 71,43 % de $\text{NH}_3\text{-N}$ entre 14,29 % e 70,59 %. As remoções das diversas formas de fósforo não foram significativas.

Tobias (2002) avaliou um sistema de tratamento de resíduos de suinocultura composto por reator anaeróbio compartimentado, 4 câmaras em série, com capacidade de 2.586 litros, seguido de 2 leitos cultivados com macrófitas, com capacidade para 7.047 litros, em forma retangular, construídos de alvenaria acima do solo, com vazão sub-superficial. O meio suporte utilizado foi à brita nº 3 e a espécie utilizada foi a *Typha sp.* O sistema apresentou porcentagens médias na redução de DQO de 89,11 %, de Sólidos Sedimentáveis de 100 %; os valores de pH estiveram na faixa entre 6,2-7,8; nos Sólidos Suspensos a eficiência de redução foi de 81,77 %; a redução de P foi de 15,29 e a redução de NTK foi de 36,98 %.

Mazzola (2003) avaliou o desempenho de um reator anaeróbio compartimentado de duas câmaras em série e de três leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no tratamento das águas residuárias da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade de Campinas. Um leito não foi cultivado (controle) e os outros dois foram cultivados com as macrófitas dos gêneros *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*. O meio suporte utilizado foi brita (10 – 20 mm) e o fornecimento do efluente foi feito por batelada. Esse autor obteve nos leitos vegetados com *Typha sp.* os maiores índices de remoções de fósforo total, para os tempos de 72 e 96 h (respectivamente 30 % e 25 %).

Anjos (2003) avaliou a eficiência de uma zona alagadiça em uma usina situada em Santo Amaro da Purificação, Bahia, como medida de controle da contaminação proveniente de um barramento de escória contaminada por metais pesados. Esse sistema, segundo o autor, teve eficiência de 100 % para os metais cobre e zinco, 82 % para o chumbo e 73 % para o cádmio.

2.5.9.1 Tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Segundo Mannarino (2003), muitos estudos relatam a eficiência de leitos cultivados na remoção de poluentes de esgotos domésticos e efluentes industriais. A avaliação desse tipo de tratamento para lixiviado de aterros sanitários, entretanto, ainda não é amplamente explorada, havendo na literatura poucos dados a esse respeito. Ainda assim, é possível notar uma tendência na obtenção de significativas taxas de remoção para sólidos suspensos, matéria orgânica, DBO e DQO, e amônia.

Bulc et al. (1997) avaliaram a eficiência de um sistema de leito cultivado constituído de dois tanques interconectados de fluxo sub-superficial de área igual a 450 m². O

monitoramento iniciou-se em 1992, monitorando-se parâmetros físico-químicos e microbiológicos. O sistema apresentou as seguintes reduções: 68 % de COD (Carbono Orgânico Dissolvido); 46 % de DBO₅; 81 % de NH₃-N; 80 % de Fe e 85 % de bactérias. Conforme esses autores, os resultados mostraram que o sistema de leitos cultivados de escoamento sub-superficial é razoavelmente eficiente, embora seja difícil determinar a área necessária para a purificação do lixiviado em geral por causa do coeficiente hidráulico e variações de flutuações.

Johnson et al. (1998), Maehlum et al. (1998) e Debusk (1998) apud Mannarino (2003) apresentam resultados de remoção, em termos de concentração, de sólidos suspensos totais por leitos cultivados, com tempo de residência do lixiviado entre 9 e 30 dias, variando de 45 a 97 %. Valores alcançados para redução de DBO nos leitos cultivados variaram de 14 % em Debusk (1998) apud Mannarino (2003), com 9 dias de residência hidráulica, a 41 % em Maehlum et al. (1998) apud Mannarino (2003) com 30 dias de residência. Considerando-se os efeitos da perda de líquido por evapotranspiração (que leva a menores vazões na saída dos leitos cultivados do que em sua entrada e a uma possível concentração dos poluentes), em termos de remoção de carga poluente no lixiviado bruto, os percentuais obtidos por Schwartz et al. (1998), Debusk (1998) e Eckhardt et al. (1998) apud Mannarino (2003) estão entre 61%, com 25 dias de residência hidráulica e 95 %, com 74 dias de residência. Analisando o tratamento promovido apenas pelos leitos cultivados, Johnson et al. (1998) apud Mannarino (2003) chegaram a 90 % de remoção em concentração de DQO, em 15 dias de passagem do percolado pelo sistema, enquanto que Maehlum et al. (1998) apud Mannarino (2003) obtiveram 4 % de remoção, em 30 dias. Neste último estudo, considerando o tratamento prévio do chorume em um tanque de aeração seguido de um decantador, o valor global de remoção de DQO, em concentração, sobe para 61 %. A redução na carga de amônia nos sistemas de leitos cultivados mostra-se bastante elevada. Schwartz et al. (1998) apud Mannarino (2003) encontraram, em 25 dias de residência hidráulica do lixiviado, 83 % de redução em carga e Eckhardt et al. (1998) apud Mannarino (2003), em 74 dias de residência, 91 % de redução. A eficiência total de tratamento em sistemas biológicos seguidos de leitos cultivados, para amônia, é apresentada em Maehlum et al. (1998) apud Mannarino (2003), como sendo de 46 % (30 dias de residência) e em Sartaj et al. (1998) apud Mannarino (2003), de 95 % (5 dias de residência), ambas em termos de concentração, isto é, sem considerar os efeitos das perdas de líquido.

Pires (2003) constatou que o tratamento do lixiviado através de leitos cultivados construídos em aterros pode tornar-se uma alternativa de baixo custo de implantação e operação. Esse autor verificou uma redução de vazão de 20 % para o lixiviado bruto e de 32% para o tratado, o que na situação atual do aterro em estudo representaria uma redução mensal no custo do tratamento de 10 %. Quanto à qualidade do efluente, resultados obtidos até o momento da publicação não haviam sido conclusivos.

Fleck (2003) avaliou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos com banhado construído de fluxo sub-superficial com cultivo de *Typha latifolia* sobre areia de elevada granulometria. Fleck (2003) concluiu que a *Typha latifolia* pode ser uma unidade de elevada performance na remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, metais e sólidos suspensos totais de lixiviados previamente tratados anaeróbia e aerobicamente, desde que o sistema opere com controle da salinidade para evitar ressecamento das macrófitas por problemas de pressão osmótica. A manutenção de uma zona anóxica a partir da elevação da profundidade do leito pode proporcionar elevadas remoções das formas inorgânicas de nitrogênio presentes no lixiviado. Durante o período de operação mais estável do banhado-piloto utilizado no experimento foram registradas remoções de 58,18 % de DBO₅, 40,71 % de DQO, 26,96 % de fósforo, 78,52 % de NTK, 55,96 % de nitrogênio (todas as formas) e 34,24% de cromo total. Ao final de 42 dias de operação, as macrófitas encontravam-se vigorosas e com raízes saudáveis, estando aclimatadas a um meio líquido com condutividade elétrica de 6.370 $\mu\text{mho}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Mannarino (2003) avaliou o uso de leitos cultivados sub-superficial com taboa e com gramínea no tratamento do chorume proveniente do tratamento por lodos ativados no Aterro Metropolitano de Gramacho. O leito cultivado com gramínea apresentou as seguintes percentagens de remoção: 31 % para DQO, 33 % para DBO, 71 % para Sólidos Suspensos Totais, 45 % para NH₃-N e 3 % para Cl⁻ (cloreto). O sistema composto pelo tratamento biológico seguido do leito plantado com gramínea removeu, ainda em termos de concentração, 64 % da DQO, 76 % da DBO, 87 % do NH₃-N e 0,01 % de Cl⁻. O leito cultivado com taboa não se desenvolveu adequadamente e por isso os resultados foram desconsiderados.

Ferreira et al. (2003) estudaram a utilização de leitos cultivados como parte integrante do sistema de tratamento de lixiviado oriundo do Aterro Sanitário do Município de Piraí, Rio de Janeiro. Esses autores observaram a remoção de poluentes, analisando as concentrações de entrada e saída. O leito cultivado não mostrou eficiência satisfatória (remoção, média de 10 %

de matéria orgânica - fósforo). Porém, ao considerar que houve evaporação e fazendo um balanço de massa, esses autores verificaram que as remoções são bem mais elevadas (remoção, em média, de 35 % de matéria orgânica – DQO; 30-80 % de $\text{NH}_3\text{-N}$ e 35 % de P), representando, desta maneira, uma menor carga poluidora.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Introdução

O experimento foi executado no Campus I da Universidade de Passo Fundo (UPF), em estufa plástica da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (Figura 7). O campus I desta Universidade está localizado no município de Passo Fundo, Norte do Rio Grande do Sul, a 687 m de altitude e o clima é temperado, com característica subtropical úmido. O experimento foi realizado em estufa plástica tendo em vista obter dados mais precisos sobre a remoção de poluentes, uma vez que a diluição do lixiviado pela água da chuva, pode interferir nos resultados.

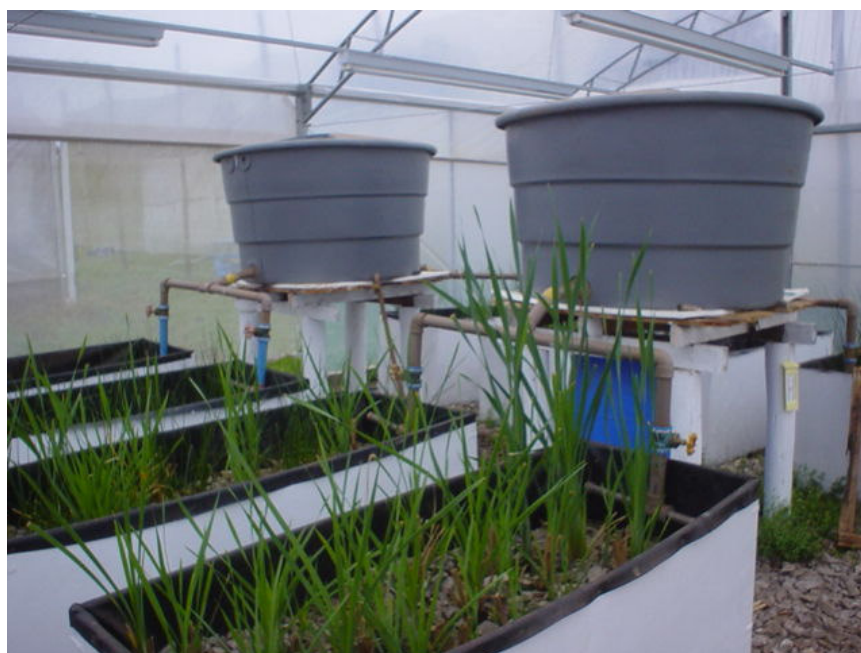


Figura 7 - Vista geral dos leitos cultivados na estufa plástica.

Na primeira etapa do trabalho, foi analisado o lixiviado da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo. Foram coletadas seis amostras em dois locais da lagoa no período de abril a novembro de 2004, objetivando caracterizar e verificar a ocorrência de um pré-tratamento do lixiviado. A figura 8 (a) refere-se ao ponto de coleta 1, localizado próximo à entrada do lixiviado na lagoa, e a figura 8 (b) refere-se ao ponto de coleta 2, localizado em direção oposta da entrada do lixiviado na lagoa.



(a)



(b)

Figura 8 - Vista do ponto 1 (a) e do ponto 2 (b) de coleta do lixiviado, da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo.

Na segunda etapa do trabalho, foi conduzido um experimento com leitos cultivados com macrófitas, com a finalidade de avaliar a capacidade desse sistema para pós-tratar esse efluente, considerando-se que o lixiviado da lagoa de contenção ainda estava contaminado e portanto necessitava de um pós-tratamento antes de ser descartado, tendo em vista atingir os padrões de lançamentos de efluentes líquidos estabelecidos da Portaria 05/89 (SSMA, 1989).

Os leitos cultivados neste experimento foram constituídos de oito caixas de madeira compensada com as seguintes dimensões: 1,85 m (comprimento), 0,7 m (largura) e 0,7m (altura) (Figura 9). Para impedir o vazamento do líquido ou absorção pela madeira do lixiviado, as caixas foram impermeabilizadas com manta geossintéticas de PVC de 0,8 mm de espessura (Figura 10). Essas mantas foram doadas a UPF pela empresa Sansuy S/A Indústria de Plásticos.



Figura 9 - Leitos construídos de madeira compensada.



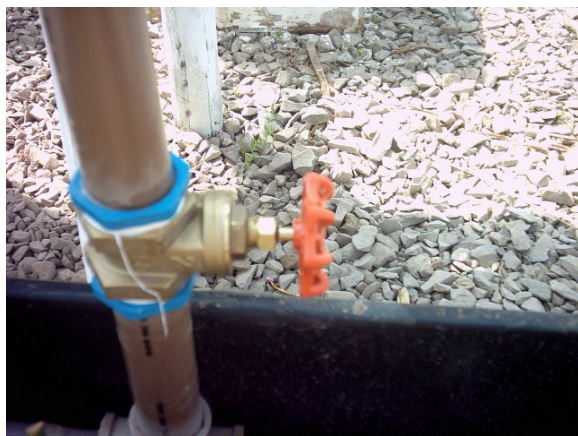
Figura 10 - Leito impermeabilizado com manta de PVC.

Todos os leitos foram construídos para operar com escoamento sub-superficial, pois de acordo com Mansor (1998), estes apresentam melhor eficiência na remoção de poluentes, além de evitar proliferação de insetos e mau cheiro. Os leitos foram dispostos de maneira a apresentar uma declividade de aproximadamente 1 %, para facilitar o escoamento do líquido.

A avaliação dos leitos cultivados foi realizada em duplicata através da eficiência de tratamento dos seguintes leitos: (a) cultivados com taboa; (b) cultivados com juncus; (c) cultivados com taboa e juncus (consórcio); (d) contendo brita e sem a presença de plantas (testemunha).

3.2 Sistema hidráulico

Após a coleta no aterro, o lixiviado foi armazenado em caixas de fibra de 1 m³, sendo distribuído em seguida para os leitos, através de tubos de PVC, com diâmetro de 50 mm. Cada leito possuía um registro para controlar e ajustar a vazão quando necessário (Figura 11a). A distribuição interna do lixiviado nos leitos foi feita com outro tubo de PVC de diâmetro igual a 32 mm (Figura 11b), onde foram feitos furos de 10 mm, espaçados de 5 cm em 5 cm, com o objetivo de redistribuir uniformemente o lixiviado para os leitos.



(a)



(b)

Figura 11 - Detalhe da tubulação utilizada para controle da vazão de entrada do lixiviado (a) e para redistribuição deste líquido nos leitos (b).

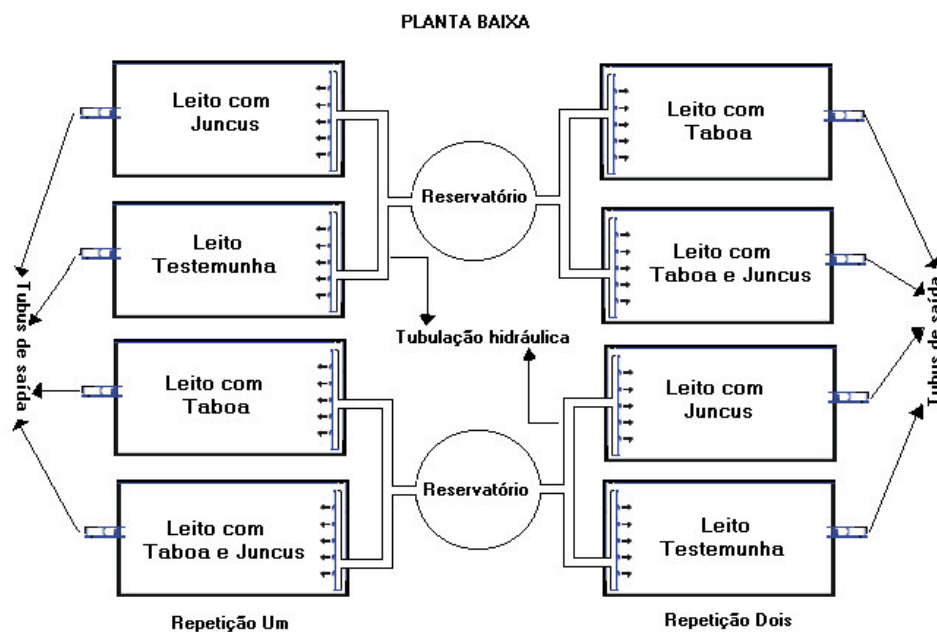
Após passar pelos leitos, o lixiviado foi drenado através de um tubo de PVC de 50 mm de diâmetro, localizado no centro inferior da caixa (Figura 12). Através da estrutura de saída do lixiviado pós-tratado, foi possível controlar o nível desse líquido no sistema, evitando a formação de poças que poderiam tornar-se fontes de mosquitos e a base para a formação de algas.

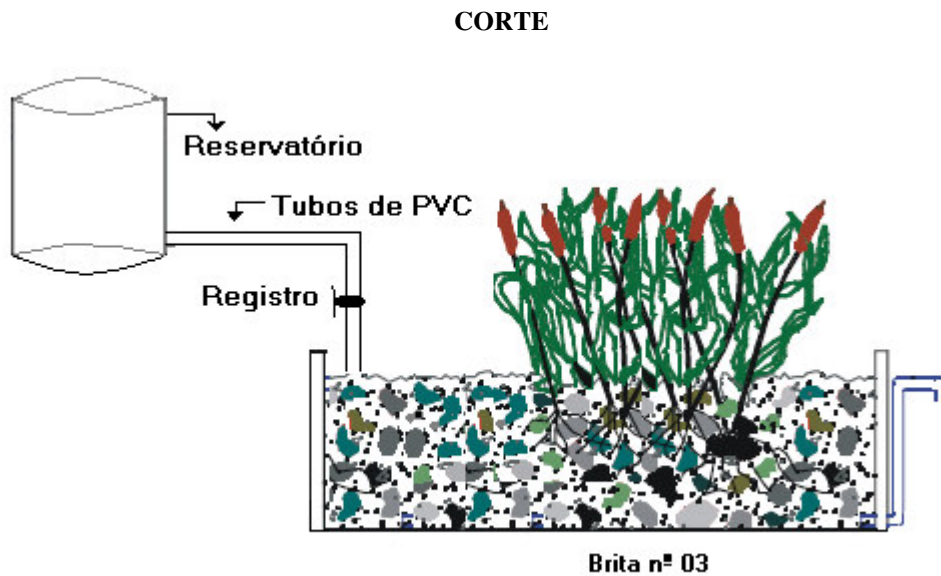


Figura 12 – Tubulação inferior de saída do lixiviado pós-tratado.

3.2.1 Esquema do sistema de tratamento

A figura 13 ilustra o sistema de tratamento, sendo composto por dois reservatórios (caixa de fibra de 1 m³) e oito leitos cultivados de madeira compensada impermeabilizados com manta geossintética de PVC.





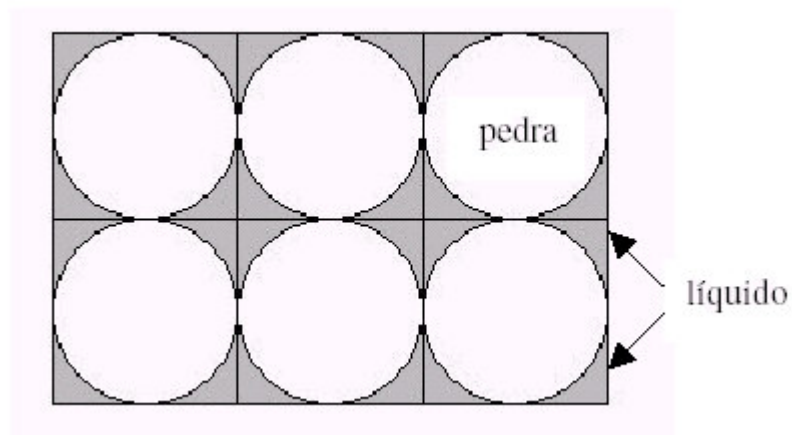
Adaptado de Hussar (2001).

Figura 13 – Esquema do sistema de tratamento, planta baixa e corte.

3.2.2 Definição das vazões de operação e tempo de residência

Considerando o desenvolvimento do experimento foi necessário ajustar a vazão do lixiviado aos leitos, pois isso possibilitou controlar o tempo de residência estabelecido. Esse ajuste foi baseado nos cálculos propostos por Mannarino (2003). Segundo esta autora, o processo de aferição mais eficiente, com menores erros associados e de simples operação, é definido pela medição do tempo necessário para o preenchimento de um recipiente de volume conhecido. Assim, essa avaliação foi feita utilizando-se uma proveta graduada de 100 mL, uma vez por semana, em todos os leitos.

Considerando que os leitos foram preenchidos com brita nº 3 (maioria do substrato), com diâmetro médio aproximado de 0,04 m, o volume ocupado pelo lixiviado em relação ao ocupado pelas pedras foi estimado da seguinte maneira: assumiu-se que as pedras têm formato esférico e que estão alinhadas uma ao lado e sobre a outra. Assumiu-se também que o espaço ocupado pelo lixiviado entre as pedras corresponde ao espaço entre uma esfera e um cubo circunscrito a ela, representado em cinza no esquema da figura 14.



Adaptado de Mannarino (2003).

Figura 14 – Representação do volume ocupado pelo líquido no interior dos leitos cultivados.

Assim, calculou-se o volume ocupado pelo líquido nos leitos, como segue:

$$V_e = \frac{4}{3}\pi r^3 = \frac{4}{3}\pi(0,02)^3 = 3,35 \times 10^{-5} m^3 \quad \text{Equação 08}$$

$$V_c = l^3 = 0,04^3 = 6,4 \times 10^{-5} m^3 = 0,0305L \quad \text{Equação 09}$$

Em que:

V_e = volume da esfera

V_c = volume do cubo

l = lados do cubo

r = raio das britas

Calculado o volume da esfera e do cubo, pode-se definir o volume de líquido (V_l) através da diferença dos valores encontrados.

$$V_l = (6,4 \times 10^{-5}) - (3,35 \times 10^{-5}) = 3,05 \times 10^{-5} m^3 = 0,0305L \quad \text{Equação 10}$$

Com o volume do líquido conhecido, pode-se, então, calcular o volume ocupado no interior do leito cultivado da seguinte maneira:

$$\begin{aligned} 0,064 \text{ L (cubo)} &\Rightarrow 0,0305 \text{ L (líquido)} \\ 647,5 \text{ L (totais)} &\Rightarrow X \end{aligned}$$

$$X = 308,59 \text{ L (volume de lixiviado no leito)}$$

Assim, considerando o volume de lixiviado em um leito como sendo de 308,59 L e o tempo de residência hidráulico (Trh) igual a 8 dias, calculou-se a vazão (Q), utilizando-se a equação:

$$Q = V / \text{Trh} \qquad \text{Equação 11}$$

Dessa forma, obteve-se a vazão de $38,6 \text{ L.dia}^{-1}$, necessária em cada leito. Esse volume corresponde a $0,027 \text{ L.min}^{-1}$.

Segundo Mulamoottil et al. (1999) apud Ferreira et al. (2003), o tempo de residência é uma variável importante nos leitos cultivados; pois, quanto mais o líquido permanece no sistema, melhor o tratamento. Esses autores informam que o tempo de residência mínimo para reduzir em torno de 90 % a carga orgânica de lixiviado é em torno de 7 dias. Desta forma considerou-se para efeito deste experimento um tempo de residência de 8 dias, um dia a mais do tempo de residência mínimo sugerido por esses autores, garantindo assim uma pequena margem para possíveis interferências.

O ajuste da vazão foi efetuado através do registro de saída do lixiviado existente em cada leito, de modo a encher uma proveta de 100 mL em 224 segundos, com a ajuda de um cronômetro. Para chegar-se a esse tempo, considerou-se o volume total de lixiviado necessário para abastecer um leito em um dia, como sendo de 38,6 L. Esse volume foi dividido por 86.400, para encontrar o volume necessário em segundos ($4,5 \times 10^{-4} \text{ L.s}^{-1}$).

Para confirmar esses resultados foi determinado o volume de lixiviado necessário para encher uma lata de 3,6 L, preenchido como brita nº 3. Contatou-se que para encher a lata de 3,6 L foram necessários 1,7 L de lixiviado. Então se 3,6 L correspondem a 100 % e o volume de líquido no recipiente corresponde a 47,2 %. Desta forma podemos assumir que em um leito preenchido com brita nº 3 e com volume igual 647,5 L, aproximadamente 305,6 L corresponde ao espaço vazio entre as britas, e conseqüente, ao espaço ocupado pelo lixiviado.

Esses dados confirmam os cálculos para determinação do volume de líquido em um leito, propostos por Mannarino (2003).

3.3 Substrato

Utilizou-se como substrato as britas nº 3 e nº 4 (Figura 15). O substrato, além de ser essencial para o cultivo das plantas, contribui para aderência de microrganismos, que melhoram a remoção da carga poluente, principalmente, matéria orgânica. O espaço inicial e final (0,2 m a 0,3 m), onde se localiza a tubulação de entrada e saída do lixiviado, foi preenchido com brita nº 4 para regularização do fluxo ao leito filtrante. Após o substrato ter sido acondicionado no leito, foi distribuído um fluxo de água, com objetivo de limpar o material filtrante, que poderia com o tempo, reduzir a porosidade do material.

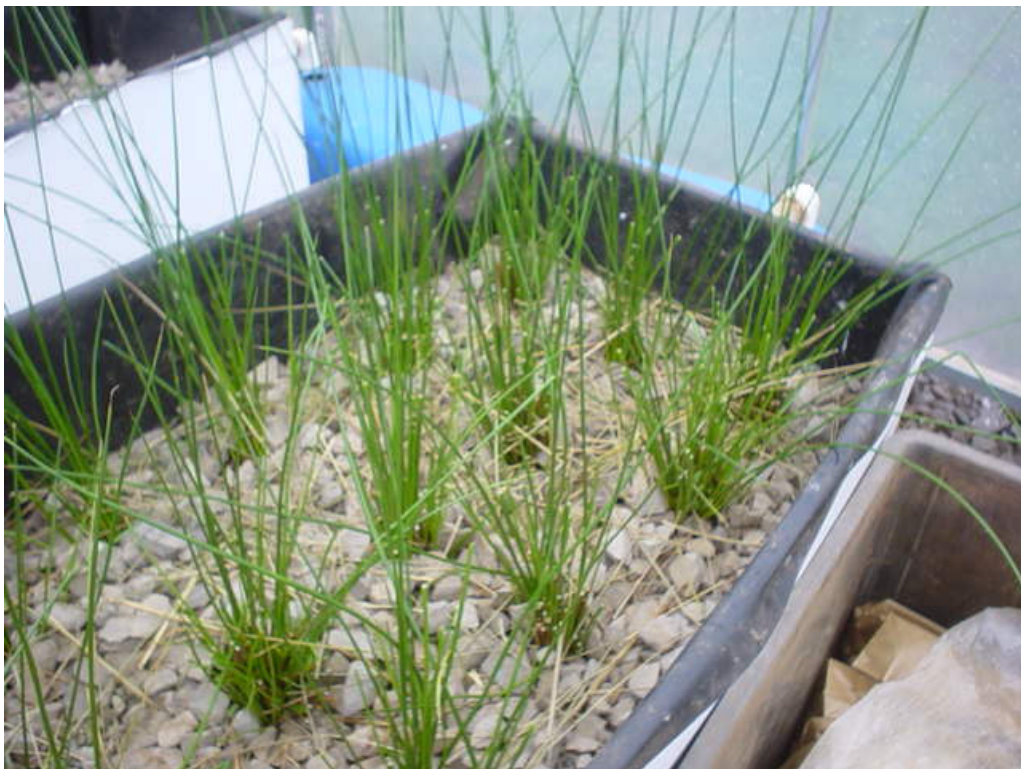


Figura 15 – Leito com brita utilizado para o cultivo das macrófitas com lixiviado.

A altura total do substrato no tanque foi de 0,50 m, sendo a altura da lâmina de água de aproximadamente 0,4 m a 0,45 m. A profundidade de 0,5 m foi adotada considerando os

limites de profundidade sugeridos por Campos (1999), já a diferença de 0,05 m entre o substrato e a lâmina d' água foi adotada tendo em vista impedir o acúmulo de água acima da superfície do substrato.

3.4 Plantas

As plantas de taboa, utilizadas neste trabalho, foram coletadas numa pedreira desativada da Prefeitura Municipal de Erechim, situada às margens da RS 331, km 4, em direção ao município de Gaurama (Figura 16). Já as plantas de juncus foram colhidas nas imediações do Colégio Agrícola Estadual Ângelo Emílio Grandó, também no município de Erechim (Figura 17). Essas macrófitas foram coletadas com o auxílio de enxadão, visando-se preservar o sistema radicular das plantas. A primeira coleta foi realizada em setembro de 2004.



Figura 16 – Plantas de taboa no local da coleta.



Figura 17 - Plantas de juncus no local da coleta.

Após a coleta, as mudas foram lavadas com água corrente para retirada da lama e outras impurezas e, em seguida, foram cortadas de forma a obter-se uma altura de 20 cm de caule. As raízes muito desenvolvidas também foram cortadas para facilitar a plantação. As mudas foram transportadas em caixas plásticas até o experimento, sem qualquer tratamento e plantadas, imediatamente, após a chegada. Inicialmente, em 04/09/2004, foram plantadas 23 mudas de taboa e 23 touceiras contendo cerca de 10 mudas de juncus por touceira, em cada leito. A metade desse número de mudas foi plantada nos leitos consorciados. As plantas foram adaptadas somente com água por aproximadamente 30 dias. Segundo Campos (1999), a densidade inicial nos leitos deve ser de 1 rizoma por metro quadrado. Segundo esse autor essa baixa densidade tem a vantagem de não impactar o sistema. No entanto isso pressupõem um tempo maior para que as macrófitas ocupem todo o espaço disponível no leito. Dessa forma, foi adotado o valor de densidade sugerido por Sezerino e Philippi (2003) que é de aproximadamente 20 rizomas por metro quadrado.

O nível de água (Figura 18) foi mantido acima da superfície do substrato no período de adaptação, para evitar a falta de água para as plantas. Após o brotamento e perfilhamento das mudas, foi adicionado, aproximadamente, 15 L de lixiviado, de modo a fornecer nutrientes para as macrófitas e possibilitar o desenvolvimento de filmes bacterianos no substrato.



Figura 18 – Representação da lâmina de água utilizada para adaptação das macrófitas nos leitos cultivados.

3.5 Lixiviado

O lixiviado utilizado neste trabalho foi coletado no aterro de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo. Nesse município, a coleta regular dos resíduos sólidos de origem domiciliar, pública e comercial é realizada pela prefeitura do Município, enquanto que a coleta dos resíduos sólidos de outras origens, como os entulhos, os resíduos sólidos dos serviços de saúde e os resíduos sólidos industriais são de responsabilidade dos geradores. Esses resíduos são destinados desde 1991 à Usina de Reciclagem, Compostagem e Destinação de Resíduos Sólidos São João da Bela Vista (Figura 19), que recebe diariamente cerca de 100 toneladas de resíduos sólidos (MATTEI e SCOSTEGUY, 2004).



Figura 19 - Aterro São João da Bela Vista.

A área de disposição de resíduos sólidos existentes na Usina de aproximadamente, 3,5 ha foi utilizada durante quase uma década como lixão, passando, posteriormente, no ano de 2000, a ser utilizada como aterro controlado. No local do antigo lixão inexistem camadas de impermeabilização na base e sistema de drenagem de líquidos e gases; a cobertura final foi feita com uma camada de aproximadamente 15 cm a 20 cm de solo coberto com vegetação de gramíneas. Na área mais recente de disposição, há um aterro controlado, onde também não existem camadas de impermeabilização na base do aterro e, embora exista sistema de drenagem de líquidos e gases, este é ineficiente. Nesse aterro, a espessura da camada de cobertura diária tem cerca de 20 cm e a camada da cobertura final (argila), aproximadamente, 60 cm (MATTEI e SCOSTEGUY, 2004).

3.6 Coleta e armazenamento do lixiviado da lagoa de contenção

O lixiviado foi coletado por um caminhão tanque através de uma bomba, próximo as bordas da lagoa e em direção lateral à entrada do lixiviado, sendo destinado posteriormente às caixas de fibra localizadas na estufa plástica na Universidade (Figura 20).

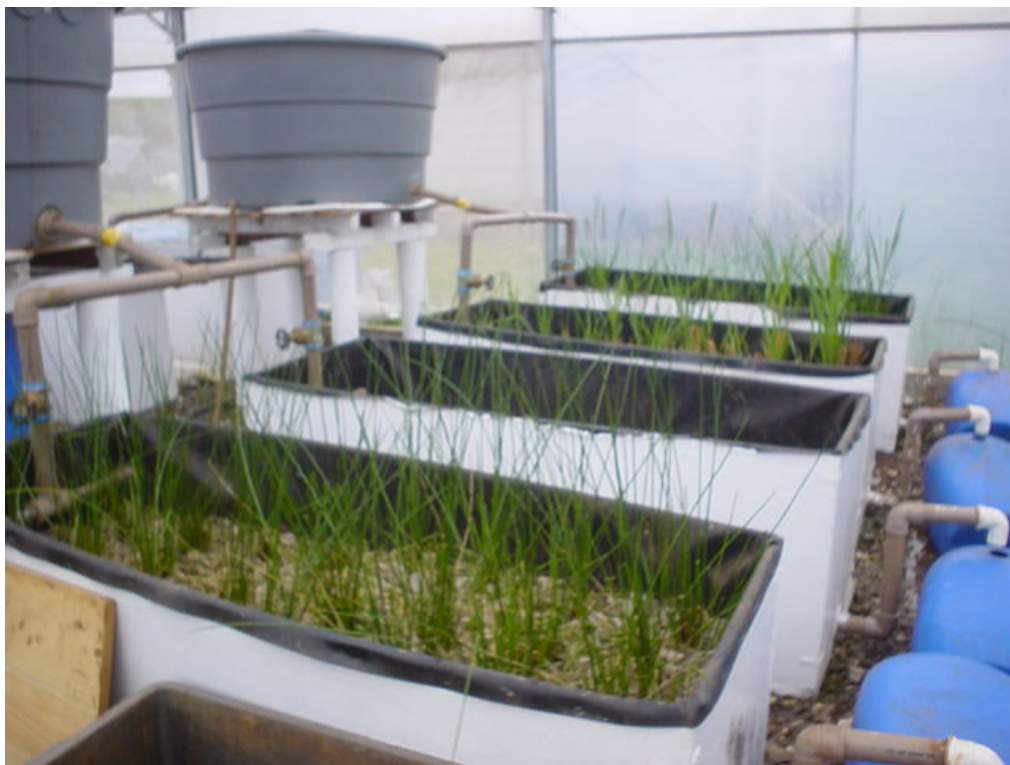


Figura 20 – Armazenamento do lixiviado durante o experimento.

3.7 Evaporação e evapotranspiração

Para determinar a evaporação e evapotranspiração dos leitos cultivados e do leito testemunha, procedeu-se da seguinte maneira:

- a) fechou-se os registros responsáveis pela distribuição do lixiviado para os leitos;
- b) calibrou-se um balde de 10 L, fazendo-se no mesmo um orifício, de modo que o líquido escoasse por ele;
- c) em seguida, o balde foi colocado na parte superior dos leitos e aguardou-se aproximadamente 24 horas para que todo o lixiviado escoasse.

Assim, a evapotranspiração e evaporação dos leitos foram determinadas pela diferença entre o líquido que entrou nos leitos e o líquido que foi recolhido na bombona. Esse procedimento foi feito em dois períodos: 21 a 28 de janeiro e 01 a 08 de março de 2005. O lixiviado utilizado foi o mesmo utilizado no tratamento.

3.8 Destino do afluyente pós-tratado

Na saída dos leitos, foi colocado um Joelho de PVC de modo que o lixiviado fosse coletado em bombonas de 60 L (Figura 21). Após o enchimento das bombonas, o efluente foi transferido manualmente até uma boca de lobo, onde foi depositado.

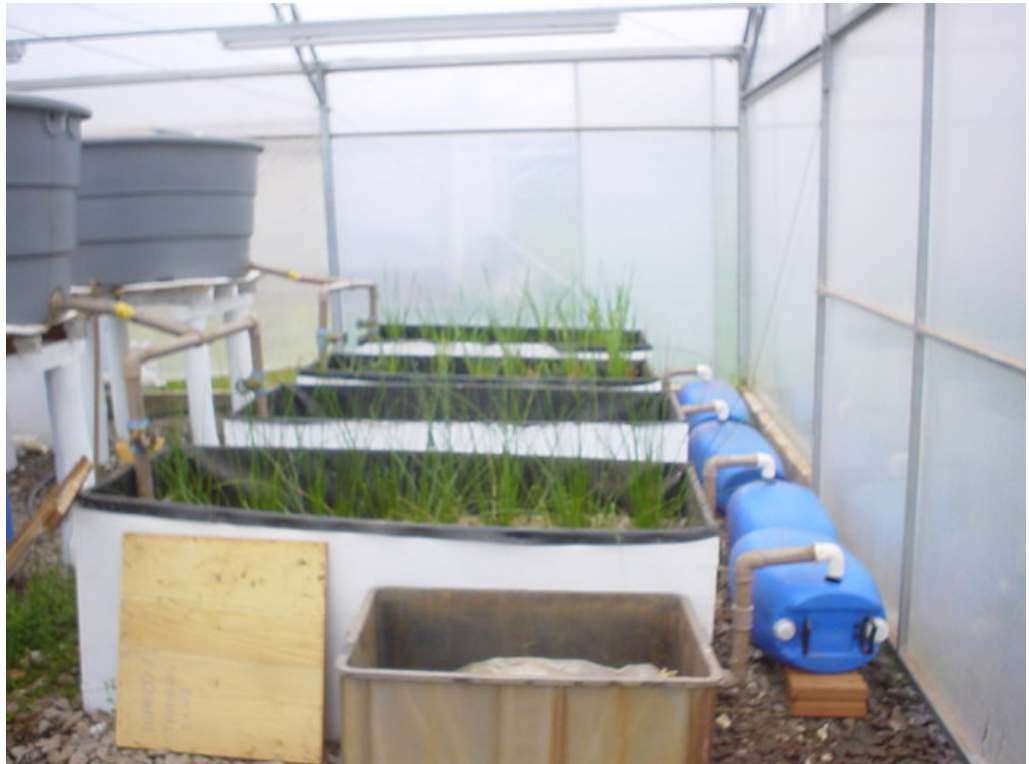


Figura 21 - Destino do lixiviado pós-tratado (efluente).

3.9 Desenvolvimento das macrófitas em diferentes taxas de carga orgânica

Após a realização dos experimentos e considerando-se a necessidade de obter-se maiores informações sobre a resistência da taboa e do juncus em diferentes concentrações de poluentes, principalmente no que se refere ao teor de sais, as plantas de taboa e juncus (Figura 22) foram plantadas em galões de 3,6 L, contendo brita nº 3 como substrato, e adaptadas por um período de dois meses, objetivando-se avaliar sua sobrevivência em diferentes concentrações de lixiviado. O lixiviado utilizado nesse experimento foi o mesmo utilizado no quarto período de avaliação do tratamento nos leitos (08 a 11 de março).



Figura 22 – Plantas de taboa e de juncus submetidas a diferentes concentrações de lixiviado.

Nesse experimento piloto, as plantas foram submetidas às seguintes condições: (a) 25 % de lixiviado e 75 % de água; (b) 50 % de lixiviado e 50 % de água; (c) 75 % de lixiviado e 25 % de água; (d) 100 % de lixiviado; (e) 100 % de água.

3.10 Análise físico-química do lixiviado

Foi analisado o lixiviado que entrou nos leitos cultivados (afluente) e o que saiu (efluente), em quatro etapas de 2005: 18/01 a 21/01; 24/01 a 28/01; 01/03 a 04/03; 08/03 a 11/03. Nas duas primeiras épocas, as análises foram feitas em triplicata. Nas duas últimas, elas foram feitas em duplicata, pois se constatou semelhanças nas análises, sendo estas repetidas quando observadas divergências significativas nos resultados. As análises foram realizadas após oito dias de residência do lixiviado nos leitos cultivados.

As variáveis analisadas foram: condutividade, temperatura, pH, cloretos, DQO, OD, DBO, fósforo, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Voláteis Totais, zinco, ferro, manganês, cobre e enxofre. As técnicas de análises laboratoriais utilizadas na determinação dessas variáveis foram as descritas por

APHA (1998) e os valores de referência para os tratamentos testados foram os da Portaria 05/89 da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul.

As amostras foram conservadas sob refrigeração, sendo que a temperatura, pH e nitrogênio amoniacal foram avaliados no mesmo dia da coleta. Toda a vidraria utilizada nas análises foi lavada com detergente e enxaguada com água de torneira e após água destilada, no mínimo três vezes. Os valores obtidos em cada variável foram compensados pela perda de volume, devido a evapotranspiração e evaporação do sistema.

3.11 Análise microbiológica do lixiviado

A determinação de coliformes totais e fecais do lixiviado (afluente e efluente) foi realizada pelo laboratório de Microbiologia do Centro de Pesquisa em Alimentos (CEPA), da Universidade de Passo Fundo. As amostras foram analisadas de acordo com a metodologia descrita por APHA (1998) e os valores de referência para os tratamentos testados foram os da Portaria 05/89, da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul.

3.12 Análise das plantas

As características avaliadas das plantas foram: sobrevivência, crescimento, inflorescência e perfilhamento. As amostras das plantas foram coletadas em dois períodos de 2005 (17/01 e 05/02), sendo analisadas as seguintes variáveis na parte aérea das macrófitas: zinco, cobre, manganês, ferro e enxofre, conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). As plantas foram colhidas manualmente, sendo as amostras acondicionadas em sacos de papel e posteriormente trituradas em moinho de facas. O material coletado foi guardado em local seco e ventilado, livre de contaminantes, em potes com tampa, para posterior análise.

3.13 Delineamento experimental e análise estatística

Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente pelo teste t-student. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, com duas repetições, assumindo que as amostras apresentam variâncias equivalentes e o nível de 5 % de probabilidade para considerar as diferenças significativas. O valor de referência para interpretar os tratamentos testados foi os da portaria 05/89 da Secretaria da Saúde e Meio Ambiente, do Estado do Rio Grande do Sul.

O teste t é um teste estatístico que pode ser usado para comparar médias. As comparações devem ser escolhidas antes de serem examinados os dados e podem se fazer no máximo tantas comparações quantos são os graus de liberdade para os tratamentos.

Os leitos foram dispostos na estufa plástica ao acaso, receberam praticamente a mesma insolação e foram submetidos às mesmas condições de tratamento. Foram comparados os tratamentos entre as repetições um e dois, entre o afluyente e efluente (resultado da média da comparação entre a repetição um e dois), entre os cultivos com plantas e o leito cultivado sem plantas (testemunha) e também entre os tipos de cultivos (leito monocultivado com taboa; leito monocultivado com juncus; leito cultivado com as duas espécies (consórcio)).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características químicas e microbiológicas do lixiviado

Com o objetivo de caracterizar o lixiviado proveniente da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo, esse foi coletado e analisado no período de maio a novembro de 2004. Foram coletadas amostras mensais em dois pontos distintos da lagoa. As tabelas 1 e 2 expressam os resultados obtidos na caracterização do lixiviado nesse período.

Como se pode observar, esses resultados indicaram a necessidade de um pós-tratamento para a redução na concentração de algumas variáveis, como DBO, DQO, nitrogênio total, cloretos, coliformes fecais, bem como íons dissolvidos, turbidez e outros (Tabela 2), uma vez que o padrão de lançamento de efluentes líquido da Portaria 05/89 (SSMA, 1989) estabelece valores respectivamente menores ou iguais a 200 mg.L^{-1} para a DBO (vazão de $20 \text{ m}^3.\text{L}^{-1}$); menores ou iguais a 450 mg.L^{-1} para DQO (vazão de $20 \text{ m}^3.\text{L}^{-1}$); menor que 10 mg.L^{-1} para nitrogênio total; menor ou igual a $300 \text{ NMP.100 mL}^{-1}$ para coliformes fecais. Assim, este trabalho avaliou o uso de leitos cultivados com macrófitas para a redução da carga poluente desse lixiviado.

Tabela 1 - Características químicas e microbiológicas do lixiviado da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo, no período de maio a novembro de 2004 - Ponto um.

Variáveis	Mai	Jun.	Jul.	Ago.	Out.	Nov.	Média	Port. 05/89
DBO ₅ (mg.L ⁻¹ de O ₂)	1.464	944	480	8.170	1.960	1.880	2.483	≤200
DQO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	3.145	1.959	1.523	24.076	5.346	4.077	6.687,7	≤450
Cr ⁶⁺ (mg.L ⁻¹)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.A.	N.D.	0,1
Ferro (mg.L ⁻¹)	N.A.	6,75	N.A.	27,2	N.A.	N.A.	17	10
Zinco (mg.L ⁻¹)	N.A.	0,09	N.A.	0,4	N.A.	N.A.	0,25	1,0
Cobre (mg.L ⁻¹)	N.A.	N.D.	N.A.	N.D.	N.A.	N.A.	N.D.	0,5
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	36,2	192,3	154	1.028	457,9	242,1	351,75	10
Dureza (mg.L ⁻¹)	N.A.	46,8	41,5	648	62,3	64,2	172,56	≤200
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	N.A.	5.630	2.960	14.350	4.710	17.659	9.061,8	N.T.
Turbidez (NTU)	N.A.	500,7	204,4	621,2	180,8	253	352,03	N.T.
Cloretos (mg.L ⁻¹)	55	281	154	2.504	447	396	639,5	N.T.
Nitratos (mg.L ⁻¹)	1,67	4,8	81,6	112,4	N.D.	41,2	40,28	N.T.
Nitritos (mg.L ⁻¹)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.T.
pH	7,27	8,54	7,42	7,99	8,1	8,07	7,89	6,0-8,5
Coliforme totais (NMP.100 mL ⁻¹)	N.A.	1,6x10 ⁵	1,4x10 ⁶	1,6x10 ⁶	1,6x10 ⁴	4,5x10 ³	6,3x10 ⁵	N.T.
Coliformes fecais (NMP.100 mL ⁻¹)	N.A.	1,6x10 ⁵	2,8x10 ⁵	3x10 ³	4,6x10 ³	4,5x10 ³	9x10 ⁴	≤300
Contagem de bactérias (UFC.mL ⁻¹)	N.A.	8,0x10 ⁵	9,5x10 ⁵	1,5x10 ⁵	2,5x10 ⁵	2,5x10 ⁵	4,8x10 ⁵	N.T.

N.D. não detectado
N.A. não aplicado
N.T. não determinado

Tabela 2 – Características químicas e microbiológicas do lixiviado da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo, no período de maio a novembro de 2004 - Ponto dois.

Variáveis	Maio	Jun.	Jul.	Ago.	Out.	Nov.	Média	Port. 05/89
DBO ₅ (mg.L ⁻¹ de O ₂)	1.403	550	440	3.680	859	498	1.238,3	≤200
DQO (mg.L ⁻¹ de O ₂)	3.067	1.959	1.447	13.543	2.192	1.884	4.015,3	≤450
Cr ⁶⁺ (mg.L ⁻¹)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.A.	N.A.	N.D.	0,1
Ferro (mg.L ⁻¹)	N.A.	7,45	5,8	N.A.	N.A.	N.A.	6,62	10
Zinco (mg.L ⁻¹)	N.A.	0,10	N.D.	N.A.	N.A.	N.A.	0,05	1,0
Cobre (mg.L ⁻¹)	N.A.	0,03	N.D.	N.A.	N.A.	N.A.	0,015	0,5
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	34,6	189,69	151,1	640	242	183,07	240,08	10
Dureza (mg.L ⁻¹)	N.A.	51,8	40,3	352	52,5	46,3	108,6	≤200
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	N.A.	5.630	3.580	6.190	1.495	7.040	4.787	N.T
Turbidez (NTU)	N.A.	377,7	184,4	170,4	102,4	181,2	203,22	N.T
Cloretos (mg.L ⁻¹)	48	278	487	1.252	296	246	434,5	N.T
Nitratos (mg.L ⁻¹)	N.D.	4,6	84,2	77,2	N.D.	20,7	31,12	N.T
Nitritos (mg.L ⁻¹)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.T
pH	7,36	8,51	7,7	8,37	9,05	8,79	8,30	6,0-8,5
Coliforme totais (NMP.100 mL ⁻¹)	N.A.	3,5x10 ⁵	3,5x10 ⁴	6,8x10 ³	8x10 ²	4,5x10 ³	7,9x10 ⁴	N.T.
Coliformes fecais (NMP.100 mL ⁻¹)	N.A.	3,5x10 ³	1,1x10 ⁵	1,1x10 ³	8x10 ²	2x10 ⁴	2,7x10 ⁴	≤300
Contagem de bactérias (UFC.mL ⁻¹)	N.A.	8x10 ⁵	9,5x10 ⁵	1,5x10 ⁵	2,5x10 ⁵	2,5x10 ⁵	4,8x10 ⁵	N.T.

N.D. não determinado.
N.A. não aplicado.
N.T. não determinado

4.2 Condições hidráulicas dos leitos cultivados

O aspecto hidráulico dos leitos é um fator importante para que os mesmos operem satisfatoriamente. Entretanto, neste estudo, o sistema de tratamento apresentou alguns vazamentos nas tubulações e nas mantas geossintéticas, que provocaram a diminuição do nível de lixiviado em dois dos oito leitos. O leito cultivado com juncus apresentou problemas hidráulicos na tubulação de saída e o leito testemunha, possivelmente, continha vazamentos na manta geossintética. Embora se tenha constatado esses problemas, os dados obtidos no leito com juncus foram incluídos na média dos resultados analisados; enquanto que os dados obtidos no leito testemunha foram considerados somente nas duas primeiras épocas de avaliação.

Conforme os cálculos descritos no item 3.2.1, ficou estabelecido que a vazão de lixiviado necessária para o tempo de residência de 8 dias equivale a $27 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, ou 100 mL a cada 224 segundos. Entretanto, o registro de esfera utilizado para o controle da vazão não funcionou conforme o esperado, pois o volume mínimo de líquido alcançado com esse registro foi de $40 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, valor este superior ao estabelecido, que era de $27 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. Dessa forma, o período de residência do lixiviado nos leitos foi inferior ao determinado. Com essa vazão de $40 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, o tempo de residência deveria ser de 5 dias e 8 horas; entretanto, foi observado que após dois dias (48 horas) os reservatórios onde foi armazenado o lixiviado encontravam-se vazios. Considerando esse aspecto e objetivando alcançar um tempo de residência de oito dias, foi reduzido o tempo de adição do lixiviado aos leitos, que passou de 24 para 8 horas por dia. Isso foi obtido abrindo-se os registros às 8 horas e fechando-os às 16 horas, de segunda à sexta-feira. Esse procedimento foi executado nas duas primeiras épocas de tratamento.

Em vista dos problemas apresentados nessas duas épocas e tentando melhorar a eficiência do sistema, os registros de esfera (Figura 23a) foram substituídos por registros de gaveta (Figura 23b), os quais possibilitaram regular a vazão para $27 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$.



(a)

(b)

Figura 23 – Registros de esfera (a) e de gaveta (b) utilizados para controlar a vazão do lixiviado nos leitos cultivados com macrófitas.

Entretanto, mesmo com o uso destes registros, só foi possível estabelecer o tempo de residência do lixiviado nos leitos mantendo-se o abastecimento desse líquido como mencionado anteriormente (das 8 às 16 horas, de segunda à sexta-feira). Esta vazão de 27

mL.min⁻¹ talvez não tenha sido alcançada devido ao fato de que tanto o registro de esfera como o registro de gaveta não conseguem manter uma vazão constante em todo o período de distribuição do líquido.

4.3 Identificação das macrófitas

A identificação preliminar das macrófitas utilizadas neste trabalho foi feita através de fotos e informações de Professores dos Institutos de Ciências Biológicas da Universidade de Passo Fundo e da Universidade Regional Integrada de Erechim. Foi observada uma confusão, existente na região de coleta, sobre a terminologia das espécies utilizadas no estudo. As pessoas da região confundem a taboa com o juncus, sendo bastante comum as duas denominações ao se referirem à taboa.

Após a coleta das plantas, elas foram levadas ao Departamento de Botânica da Universidade de Passo Fundo, para registro e identificação definitiva. A taboa foi registrada com o número RSPF 9.674 e o juncus, com o número RSPF 10.137.

4.4 Adaptação das macrófitas

Durante o período inicial de cultivo das macrófitas (setembro/2004), verificou-se a necessidade de replantar várias mudas, devido à não-adaptação das plantas. Suspeita-se que isso possa ter sido causado pelo fato das mudas terem sido adaptadas somente com a utilização de água, o que pode ter ocasionado um baixo suprimento de nutrientes.

Em novembro de 2004, após o replantio de várias mudas, foram adicionados 15 L de lixiviado aos leitos, com o objetivo de fornecer nutrientes para o melhor desenvolvimento das espécies. Nesse período, da mesma forma que nos anteriores, algumas plantas replantadas não sobreviveram, sendo necessário novamente, o replantio. Em dezembro de 2004, foi adicionada aos leitos uma carga de lixiviado, o qual foi diluído com 50 % de água; entretanto, as plantas que tinham sido recentemente replantadas apresentaram sintomas de murchamento e secamento, recuperando-se posteriormente, no mês seguinte, período em que as mesmas foram cultivadas apenas com água.

Durante o experimento (Janeiro a março de 2005), as plantas apresentaram problemas de desenvolvimento, como murchamento e secamento. Isso pode ser explicado, provavelmente, pelo aumento do potencial osmótico nos leitões (VALENTIM, 1999), bem como pela presença elevada de nitrogênio amoniacal nas duas últimas épocas. As tabelas 3 a 6 demonstram a adaptação e o desenvolvimento das plantas cultivadas em monocultivo ao longo do período monitorado.

Tabela 3 - Adaptação da taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição um.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência	Sintoma
		%	
04/09/04	23	26	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
02/10/04	17	82,3	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
15/11/04	9	100	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
05/12/04	35	100	Perfilhamento de 12 plantas
21/01/05	45	100	Perfilhamento de 10 plantas
28/01/05	50	100	Perfilhamento de 5 plantas
09/02/05	50	100	Plantas murchas e secas
18/02/05	47	94	Plantas parcialmente recuperadas
01/03/05	45	90	Plantas amarelas e murchas
11/03/05	45	0	Plantas completamente secas
22/03/05	0	0	Morte total, não sendo constatado perfilhamento

Tabela 4 - Adaptação da taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição dois.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência	Sintoma
		%	
04/09/04	23	13	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
02/10/04	20	56,5	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
15/11/04	10	100	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
05/12/04	30	100	Amarelamento e perfilhamento de 7 plantas
21/01/05	35	100	Perfilhamento de 5 plantas
28/01/05	40	100	Perfilhamento de 5 plantas
09/02/05	38	95	Murchamento e secamento superior
18/02/05	35	92	Plantas parcialmente recuperadas
01/03/05	31	88	Plantas amareladas e murchas
11/03/05	31	0	Plantas completamente secas
22/03/05	0	0	Morte total, não sendo constatado perfilhamento

Tabela 5 - Adaptação do juncus em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição um.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência %	Sintoma
04/09/04	23	52	Secamento das folhas e das raízes
02/10/04	12	100	-
15/11/04	23	100	Plantas sem problemas de adaptação
05/12/04	23	100	-
21/01/05	23	100	-
28/01/05	23	100	-
09/02/05	23	100	-
18/02/05	23	100	-
01/03/05	23	100	-
11/03/05	23	100	-
22/03/05	23	100	Plantas totalmente verdes e exuberantes

Tabela 6 - Adaptação do juncus em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição dois.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência %	Sintoma
04/09/04	23	0	Secamento total das plantas
02/10/04	23	13	Secamento das plantas
15/11/04	20	60	Secamento das plantas
05/12/04	12	100	-
21/01/05	12	100	-
28/01/05	9	81,8	Secamento das folhas e da raiz
09/02/05	9	100	Plantas amareladas
18/02/05	9	100	Plantas não apresentaram grandes indícios de recuperação
01/03/05	4	44,4	Plantas praticamente secas
11/03/05	0	0	Plantas mortas
22/03/05	0	0	Plantas mortas

Nas tabelas 7 a 10 são apresentadas as observações da adaptação das plantas cultivadas em consórcio. Na tabela 7 e 8 constam as observações da espécie taboa, enquanto que na tabela 9 e 10 constam as observações referentes ao juncus.

Tabela 7 - Adaptação do juncus em consórcio com a taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição um.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência	Sintoma
		%	
04/09/04	12	91,7	-
02/10/04	01	100	-
15/11/04	12	100	-
05/12/04	12	100	-
21/01/05	12	100	Secamento das folhas
28/01/05	10	83,3	Plantas amareladas e com pouco verde
09/02/05	8	66,6	Plantas não apresentaram indícios de recuperação
18/02/05	4	33,3	Secamento das folhas e raízes
01/03/05	0	0	Plantas mortas
11/03/05	0	0	Plantas mortas
22/03/05	0	0	Plantas mortas

Tabela 8 - Adaptação do juncus em consórcio com a taboa em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição dois.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência	Sintoma
		%	
04/09/04	12	50	Plantas secas
02/10/04	6	66,7	Plantas secas
15/11/04	4	100	Plantas adaptadas
21/01/05	12	100	-
28/01/05	10	66,7	Secamento das folhas
01/02/05	-	-	Secamento das folhas e raízes
18/02/05	-	-	-
01/03/05	4	33,3	Secamento das folhas e raízes
15/03/05	0	0	Plantas mortas
22/03/05	0	0	Plantas mortas

Tabela 9 - Adaptação da taboa em consórcio com o juncus em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição um.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência	Sintoma
		%	
04/09/04	12	50	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento.
02/10/04	11	45,8	Secamento do caule não ocorrendo perfilhamento
15/11/04	12	100	Não ocorreu perfilhamento
05/12/04	18	100	Amarelamento superior, e perfilhamento de 6 plantas
21/01/05	23	100	Perfilhamento de 5 plantas
28/01/05	22	95,7	Secamento do caule
09/02/05	22	100	Plantas secas e murchas na parte superior
18/02/05	22	100	Plantas parcialmente recuperadas
01/03/05	20	90,9	Plantas amarelas e murchas
11/03/05	0	0	Plantas completamente secas
22/03/05	0	0	Morte total, não sendo constado perfilhamento

Tabela 10 - Adaptação da taboa em consórcio com juncus em leito com brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos – Repetição dois.

Data	Mudas plantadas	Sobrevivência	Sintoma
		%	
04/09/04	12	25	Caules secos não ocorrendo perfilhamento
02/10/04	9	55,5	Caules secos não ocorrendo perfilhamento
15/11/04	5	100	Não ocorreu perfilhamento
05/12/04	16	100	Plantas amareladas, com formação de 4 perfilhos
21/01/05	23	100	Perfilhamento de 7 plantas
28/01/05	18	78,3	Murchamento e secamento
09/02/05	18	100	-
18/02/05	17	94,4	Plantas parcialmente recuperadas
01/03/05	16	69,6	Plantas amareladas com princípio de murchamento
11/03/05	0	0	Plantas completamente secas
22/03/05	0	0	Morte total, não sendo constato perfilhamento

Com base nas informações das tabelas 3 e 4, pode-se verificar que os leitões cultivados com a taboa, mesmo após algumas tentativas de aclimação da vegetação, apresentaram sérios problemas; principalmente, quando submetidas ao cultivo com 100 % de lixiviado (Figura 24). Conforme Mannarino (2003), a taboa é uma planta reconhecidamente utilizada

em sistemas de leitos cultivados para tratamento de esgotos e lixiviados de aterros sanitários. Entretanto, nas condições estudadas, a mesma apresentou dificuldades de adaptação e sobrevivência.



Figura 24 - Aspecto visual das plantas de taboa no experimento.

Diferentemente do que foi verificado com a taboa, o leito cultivado com o juncus mostrou-se bastante resistente às variações da composição do lixiviado do aterro de resíduos (Tabela 5). Essa espécie teve alta sobrevivência quando cultivada isoladamente (Figura 25), apesar do leito de uma das repetições ter apresentado problemas hidráulicos, prejudicando o seu desenvolvimento (Tabela 6).



Figura 25 - Aspecto visual das plantas de juncus no experimento.

As plantas cultivadas em consórcio (Figura 26) tiveram também uma boa adaptação inicial; entretanto, no decorrer do experimento, as mesmas apresentaram sinais de debilidade e, na última época, tanto a taboa como o juncus estavam completamente secas (Tabela 7 a 10).

Observou-se, também, que a taboa apresentou um crescimento mais rápido quando as mudas plantadas eram mais velhas - ou seja, o caule apresentava-se seco e não túrgido (Figura 27a) do que quando foram plantadas mudas com caules verdes e túrgidos (Figura 27b).

Durante o cultivo das macrófitas, as plantas dos diferentes tratamentos foram submetidas as mesmas condições de disponibilidade hídrica e de nutrientes, sendo avaliadas características de seu desenvolvimento, como sobrevivência, crescimento, inflorescência, perfilhamento e composição química. O período de monitoramento dessas variáveis ocorreu de janeiro a março de 2005. Nessas avaliações, a repetição 2 do tratamento com juncus (Tabela 6) não foi considerada devido a problemas hidráulicos do leito e da baixa sobrevivência das plantas.

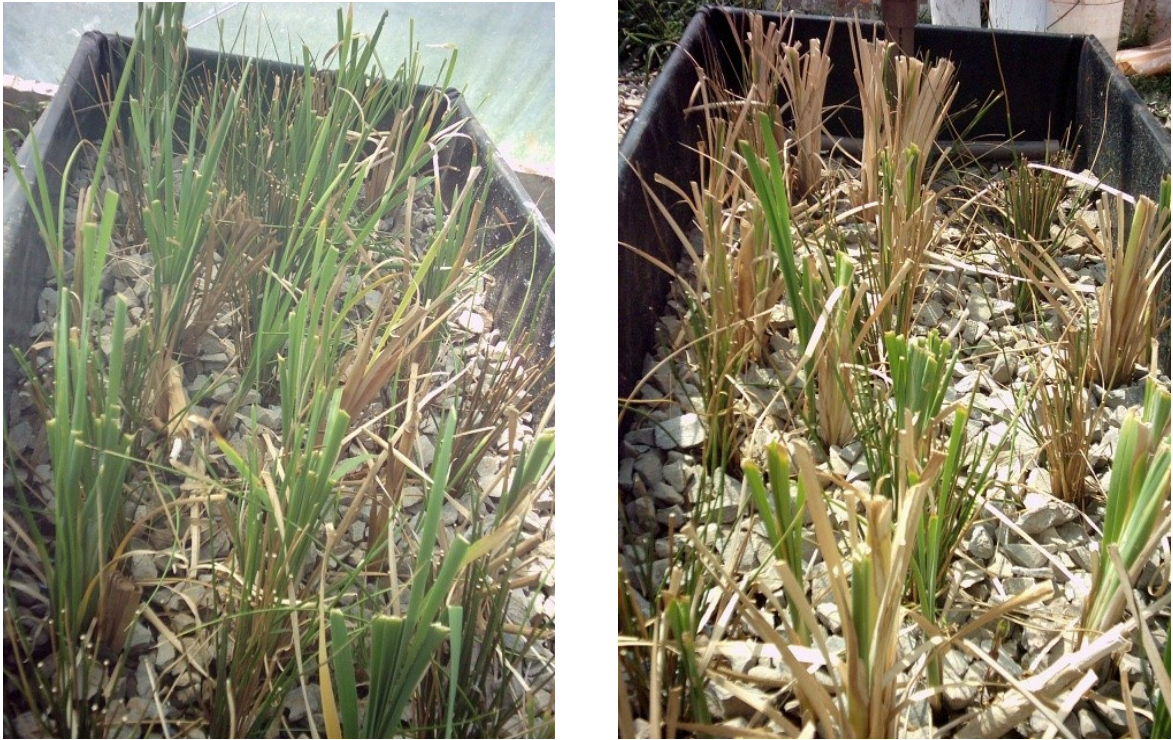


Figura 26 - Aspecto visual das plantas cultivadas em consórcio no experimento.



(a)



(b)

Figura 27 – Mudanças de taboa com caules secos e não-túrgidos (a) e mudas com caules verdes e túrgidos (b).

4.4.1 Sobrevivência

Como se pode observar na figura 28, na primeira época de avaliação (21 de janeiro), o juncus e a taboa tiveram o mesmo índice de sobrevivência (100 %) em todos os tratamentos. Na segunda época (28 de janeiro), as plantas do tratamento com taboa e juncus (Consórcio) apresentaram uma redução de 11,1 % e 16,7 %, respectivamente; enquanto que as plantas cultivadas isoladamente não apresentaram problemas de sobrevivência. Após as duas primeiras épocas de cultivo nos leitos com o lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, as plantas de taboa apresentaram sintomas de murchamento e secamento das extremidades, provavelmente, decorrentes da fitotoxicidade desse líquido. Assim, objetivando-se manter um bom desenvolvimento dessa espécie, o experimento foi suspenso até a recuperação dessas plantas.

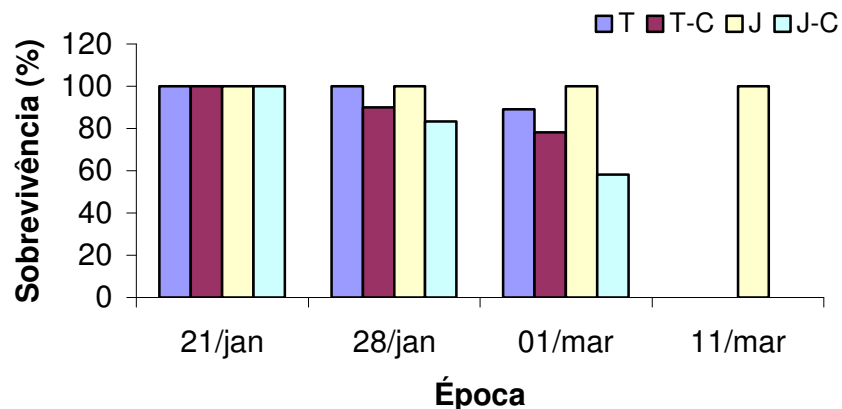


Figura 28 - Sobrevivência da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Na terceira época de avaliação (01 de março), constatou-se que o índice de sobrevivência da taboa baixou de 100 % (primeira e segunda época) para 88,9 %; enquanto que o da taboa consorciada baixou de 89,9 % (segunda época) para 78,3 %. O juncus, em uma das repetições, teve sobrevivência constante (100 %) em todas as épocas de avaliação. Entretanto, o mesmo não ocorreu com a outra repetição, onde as plantas não se desenvolveram adequadamente, devido a problemas hidráulicos mencionados anteriormente.

O juncus cultivado em consórcio com a taboa apresentou uma redução no índice de sobrevivência de 83,3 % para 58,3 % na segunda e terceira época, respectivamente (Figura 28). Isso pode estar relacionado à falta de nutrientes essenciais a essas plantas, os quais podem ter sido absorvidos em demasia pela taboa, ocorrendo algum tipo de competição entre estas espécies.

Na última época de avaliação, as plantas de taboa e juncus cultivadas em consórcio encontravam-se totalmente secas, sendo que não voltaram mais a se desenvolver. O mesmo ocorreu com a taboa quando cultivada isoladamente. Por outro lado, o leito de juncus cultivado isoladamente teve uma sobrevivência de 100 %. Isso pode estar relacionado à maior tolerância dessa espécie, aos sais e aos contaminantes, em relação à taboa.

4.4.2 Crescimento

Em relação ao crescimento das plantas, pode-se observar que as mudas de ambas as espécies apresentaram um crescimento significativo ao longo das épocas avaliadas (Figura 29).

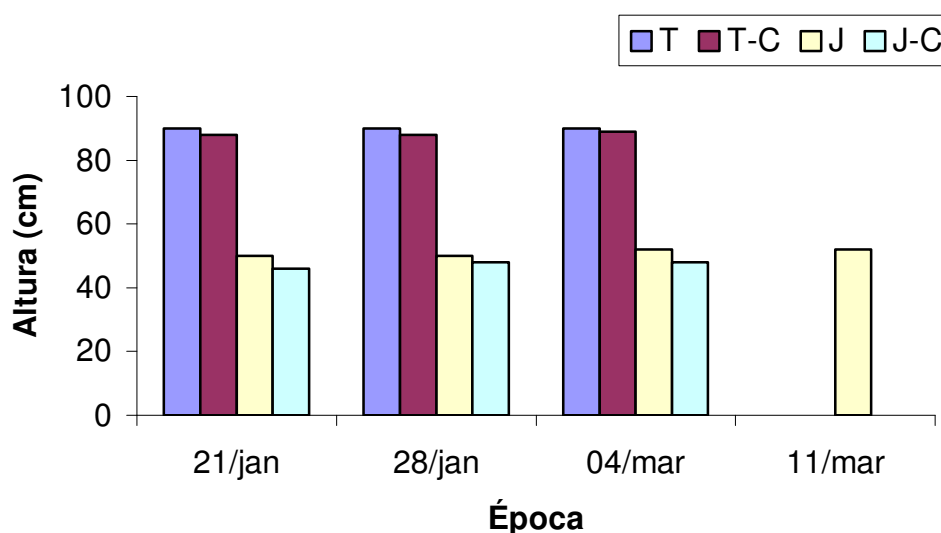


Figura 29 - Altura média da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

A altura média do juncus variou de 46 a 52 cm, o que coincide com a altura dessa planta, a qual varia de 30 a 60 cm em habitat natural (SILVA JR., [S.d.]). Isso permite afirmar que essa espécie se desenvolveu adequadamente nos leitos avaliados (exceto na repetição 2; Tabela 6). Já a altura média da taboa, observada nos leitos cultivados com esta espécie, variou entre 88 a 90 cm (Figura 29), valor este inferior ao observado em habitat natural, que é de 1 m a 1,7 m (SILVA JR., [S.d.]). Salienta-se que as macrófitas neste estudo foram cortadas na altura de 20 cm, em duas épocas, durante o experimento, o que pode ter contribuído para o menor desenvolvimento dessas espécies.

4.4.3 Inflorescência

Conforme ilustrado na figura 30, observa-se que a taboa não apresentou inflorescência durante o período do experimento. Isso, possivelmente, pode estar associado aos sucessivos cortes realizados durante o período de adaptação; mas, principalmente, ao fato de que o florescimento só ocorre a partir do segundo ano após o plantio (SILVA JR., [S.d.]). O juncus, entretanto, apresentou inflorescência em todas as plantas, tanto quando cultivado em consórcio como isoladamente, com exceção da repetição 2, cujo leito apresentou problemas de vazamento do lixiviado e o qual não foi considerado nesta avaliação (Tabela 6).

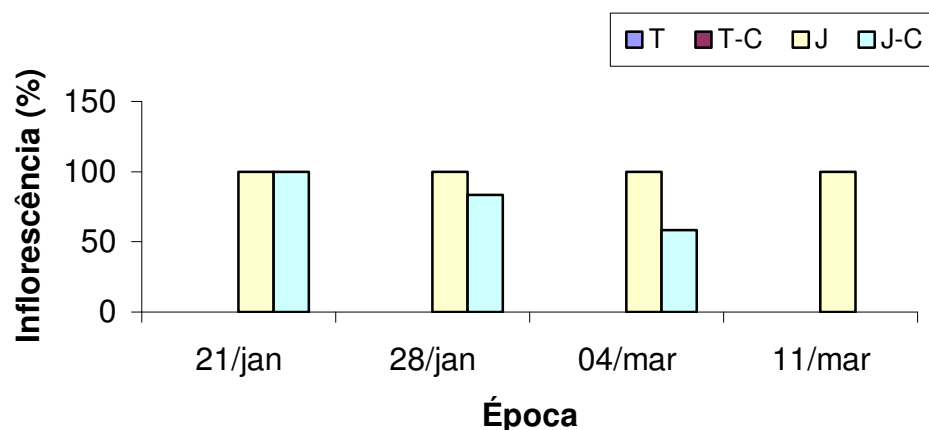


Figura 30 - Percentual de inflorescência da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

4.4.4 Perfilhamento

Como ilustrado na figura 31, somente a taboa apresentou afilhos. O juncus não perfilhou, sendo esse aspecto já observado em outros trabalhos, como o relatado por Feijó et al. (2003). Nessa espécie, as folhas eram formadas pelo rebrotamento e crescimento de outras folhas a partir da mesma muda, enquanto que cada rizoma plantado da taboa originou, aproximadamente, duas outras plantas durante o período de adaptação em que as plantas foram submetidas apenas à água e ao lixiviado diluído (15 L, em novembro e concentração de 50 % em dezembro). Entretanto, após o início do experimento, as plantas de taboa apresentaram índices de perfilhamento inferiores ao período de adaptação. Na primeira época de avaliação (21 de janeiro), a quantidade de afilhos variou de 3 a 4 e, na segunda época (28 de janeiro), de 3 a 5. Nas últimas épocas (04 e 11 de março), não foi verificada formação de afilhos em nenhum dos leitos que continha a espécie taboa.

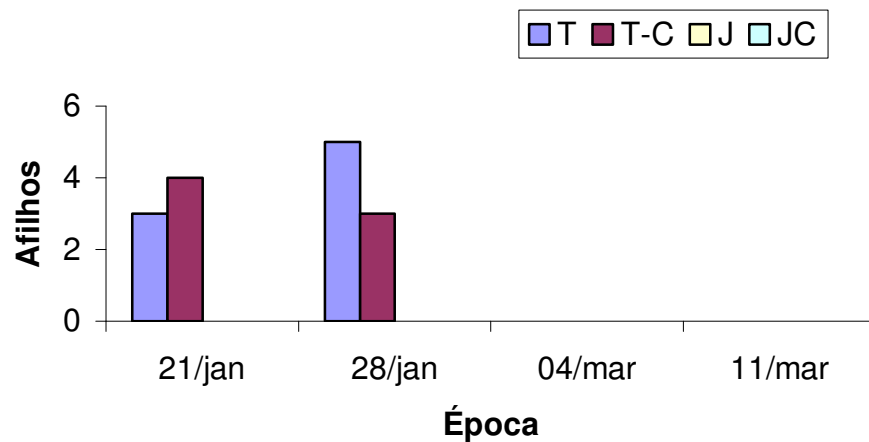


Figura 31 - Número de afilhos da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

4.5 Metais e enxofre na fitomassa aérea das macrófitas

4.5.1 Zinco

Como ilustrado na figura 32, a concentração de Zn na fitomassa da parte aérea das macrófitas variou de acordo com as épocas e os tratamentos monitorados. Na primeira época de avaliação, o teor desse metal foi maior no juncus, não sendo constatadas diferenças entre o sistema de cultivo dessa espécie ($p=0,183$). Por outro lado, o teor de Zn na fitomassa da taboa foi maior quando essa espécie foi consorciada do que no monocultivo (Contraste 03; Tabela 11).

Na segunda época de avaliação, o teor de Zn também foi maior no juncus. Embora na figura 32 o teor de Zn no monocultivo dessa espécie represente visualmente maior teor desse metal do que o cultivo consorciado, o teste t não confirmou diferenças significativas entre essas duas formas de cultivo de juncus ($p=0,0596$). Nesta época, a diferença entre o teor de Zn na fitomassa da taboa cultivada isoladamente e em consórcio não foi confirmada pelo teste t ($p=0,867$).

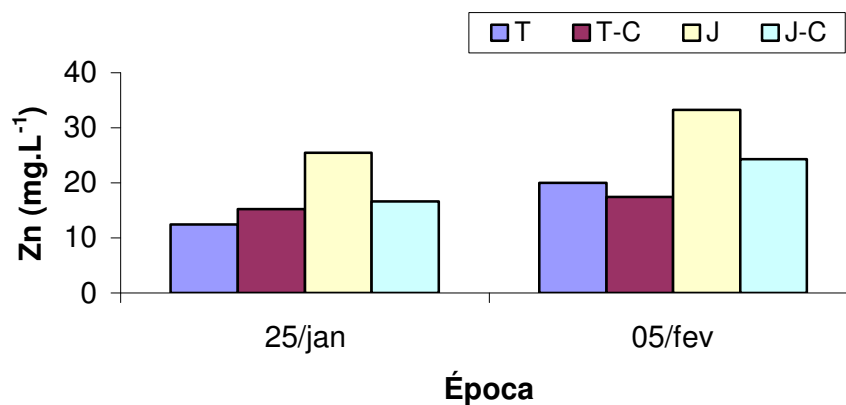


Figura 32 – Teor de zinco (Zn) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Quando comparados os teores de Zn obtidos em um mesmo tratamento, mas em épocas diferentes, observou-se diferenças significativas nos contrastes 8, 9 e 10 ($p < 0,05$) e que as diferenças obtidas foram semelhantes (cerca de 8 mg.kg^{-1}), indicando aumento de 62,5% a 76,6 % no teor de Zn ao longo do experimento (Tabela 11).

Como mostram os resultados da tabela 11, em ambas as épocas, obteve-se maior teor de Zn no juncus do que na taboa. Isso, possivelmente, se deve à maior biomassa da parte aérea observada na taboa, o que deve ter diluído a concentração desse metal no tecido dessa espécie. Como se sabe, esse efeito de diluição de nutrientes é conhecido na nutrição vegetal de plantas (MARSCHNER, 1995). Segundo Mazzola (2003), a biomassa seca típica da taboa é cerca de 5 kg.m^{-2} , enquanto que a do juncus é de $0,6 \text{ kg.m}^{-2}$.

Tabela 11 – Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t os teores de zinco (Zn) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Zn mg.kg^{-1}	Diferença %	P^1
Época 1 (25 de janeiro)				
1	Taboa X Juncus	12,5 X 25,5	48,92	0,0005
2	Taboa X Juncus Cons.	12,5 X 24,3	51,44	0,0044
3	Taboa X Taboa Cons.	12,5 X 17,5	71,44	0,0241
4	Juncus X Taboa Cons.	25,5 X 17,4	68,24	0,0083
5	Juncus Cons. X Taboa Cons.	24,3 X 17,4	71,60	0,0216
Época 2 (15 de fevereiro)				
6	Taboa X Juncus	20,01 X 33,3	60,1	$5,5 \times 10^{-5}$
7	Taboa X Juncus Cons.	20,01 X 31,3	63,90	0,0023
Época 1 X Época 2				
8	Taboa X Taboa	12,5 X 20,01	62,47	0,0017
9	Juncus X Juncus	25,5 X 33,3	76,58	$4,07 \times 10^{-7}$
10	Juncus Cons. X Juncus Cons.	24,3 X 31,3	76,63	0,0160

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Considerando-se o teor médio de $0,014 \text{ g.L}^{-1}$ de Zn, calculado com a média dos resultados obtidos nas análises do afluentes, coletado nas épocas de corte das macrófitas (Tabela 31), e o volume desse líquido, que passou nos leitos, durante o período de cultivo

como sendo de 540 L (Item 3.2.1), estima-se que a massa de Zn correspondente ao volume de lixiviado submetido ao pós-tratamento em um leito é de 7,56 g. Relacionando-se essa massa com o teor médio de Zn obtido na fitomassa das macrófitas (Taboa = 0,0163 g kg⁻¹ e juncus = 0,0294 g.kg⁻¹; Tabela 11), estima-se que para remover toda essa quantidade de Zn seja necessária a produção de 463,8 kg de fitomassa de taboa e de 257,1 kg de fitomassa de juncus. Assumindo-se os valores de produção de biomassa sugeridos por Mazzola (2003), estima-se que a área necessária para o cultivo dessas espécies, visando o pós-tratamento do lixiviado utilizado neste trabalho, corresponderia a 92,76 m², no caso da taboa; e a 428,57 m², no caso do juncus. Considerando-se esses resultados, estima-se que, para o pós-tratamento de 1 litro desse lixiviado, seja necessária uma área de cultivo correspondente a 0,17 m², no caso da taboa, e 0,79 m², no caso do juncus, o que indica maior eficiência da primeira espécie de macrófita em relação à segunda.

4.5.2 Cobre

Como ilustrado na figura 33, a concentração de Cu na fitomassa da parte aérea das macrófitas variou entre as épocas e os tratamentos monitorados. Na primeira época de avaliação, o teor desse metal foi maior no juncus, não sendo constatadas diferenças entre o sistema de cultivo dessa espécie ($p=0,0870$). O teor de Cu na fitomassa da taboa também não diferiu com o tipo de cultivo ($p=0,1464$).

Na segunda época de avaliação, o teor de Cu, assim como na primeira época, foi maior no juncus. O teste t também não confirmou diferenças significativas entre o monocultivo e o cultivo consorciado de juncus ($p=0,2103$). Nesta época, o teor de Cu na fitomassa da taboa foi maior quando cultivada em consórcio do que quando cultivada isoladamente (Contraste 6).

Como mostram os resultados da tabela 12, em ambas as épocas, obteve-se maior teor de Cu no juncus do que na taboa. Como discutido no item 4.5.1, isso, possivelmente, se deve à maior biomassa da parte aérea observada na taboa, o que deve ter diluído a concentração desse metal no tecido dessa espécie. Além disso, o número de mudas/leito de juncus foi maior do que o da taboa.

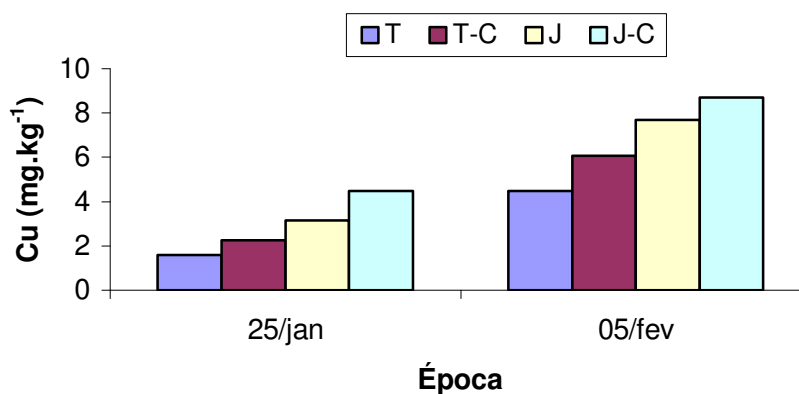


Figura 33 – Teor de cobre (Cu) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Tabela 12 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de cobre (Cu) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Cu mg.kg ⁻¹	Diferença %	P ¹
Época 1 (25 de janeiro)				
1	Taboa X Juncus	1,6 X 3,2	50	0,0204
2	Taboa X Juncus Cons.	1,6 X 4,5	64,45	0,0282
3	Juncus Cons. X Taboa Cons.	4,47 X 2,24	49,89	0,0443
Época 2 (05 de fevereiro)				
4	Taboa X Juncus	4,48 X 7,7	41,82	1,2x10 ⁻⁶
5	Taboa X Juncus Cons.	4,5 X 8,7	48,28	0,0265
6	Taboa X Taboa Cons.	4,5 X 6,1	26,23	0,0188
7	Juncus X Taboa Cons.	7,7 X 6,1	20,78	0,0189
Época 1 X Época 2				
8	Taboa X Taboa	3,15 X 7,68	59	6,2x10 ⁻⁵
9	Juncus X Juncus	4,5 X 8,69	48,28	0,0360
10	Juncus Cons. X Juncus Cons.	2,24 X 6,1	63,28	0,0068
11	Taboa Cons. X Taboa Cons.	1,6 X 4,48	64,28	0,0060

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Quando comparados os teores de Cu obtidos em um mesmo tratamento, mas em épocas diferentes, observou-se que as diferenças foram consideradas significativas e que aumentou o teor de Cu nas plantas ao longo do cultivo (Contrastes 8 a 11; Tabela 12).

Esse aumento na concentração de cobre nas plantas pode estar relacionado à presença de Cu no lixiviado, embora o método de análise utilizado neste estudo para determinação dos metais, não possibilitou constatar a presença desse íon no lixiviado.

4.5.3 Ferro

Como ilustrado na figura 34, a concentração de Fe na fitomassa da parte aérea das macrófitas variou entre as épocas e os tratamentos monitorados. Essa variação entre os tratamentos foi evidente na avaliação feita em fevereiro, mas não ocorreu na avaliação de janeiro.

Na primeira época de avaliação, o teor desse metal foi maior na taboa consorciada do que no monocultivo com juncus, sendo que as demais comparações não foram consideradas significativas ($p > 0,05$).

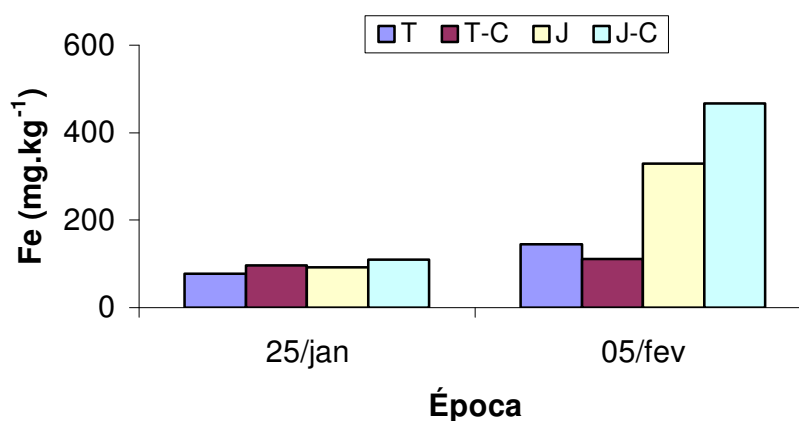


Figura 34 - Teor de ferro (Fe) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos.

Na segunda época de avaliação, o teor de Fe foi maior no juncus, sendo que o teor desse metal na fitomassa dessa espécie foi maior na planta consorciada do que no monocultivo (Contraste 5). Por outro lado, o teor de Fe na fitomassa da taboa foi maior no monocultivo do que no consórcio (Contraste 4; Tabela 13).

Da mesma forma que o observado com o Zn e o Cu, os resultados da tabela 13 mostram que, em ambas as épocas, obteve-se maior teor de Fe no juncus do que na taboa. Como discutido no 4.5.1, isso, possivelmente, se deve à maior biomassa da parte aérea observada na taboa, o que deve ter diluído a concentração desse metal no tecido dessa espécie.

Tabela 13 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de ferro (Fe) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Fe mg.kg⁻¹	Diferença %	P¹
Época 1 (25 de janeiro)				
1	Juncus X Taboa Cons.	92,6 X 97,2	4,97	0,0478
Época 2 (05 de fevereiro)				
2	Taboa X Juncus	144,76 X 329,5	69,0	0,0006
3	Taboa X Juncus Cons.	144,76 X 467,1	30,6	0,0004
4	Taboa X Taboa Cons.	144,76 X 110,84	23,43	0,0384
5	Juncus X Juncus Cons.	329,47 X 467,1	29,46	0,0011
6	Juncus X Taboa Cons.	329,47 X 110,84	66,36	0,0006
7	Juncus Cons. X Taboa Cons.	467,1 X 110,84	76,27	0,0003
Época 1 X Época 2				
8	Taboa X Taboa	78,2 X 144,8	46,0	0,0098
9	Juncus X Juncus	92,6 X 329,5	71,9	4,46x10 ⁻¹⁰
10	Juncus Cons. X Juncus Cons.	110,08 X 467,1	76,43	0,0008

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Quando comparados os teores de Fe obtidos em um mesmo tratamento, mas em épocas diferentes, observou-se que as diferenças foram consideradas significativas nos contrastes 8 a 10 ($p < 0,05$) e que as diferenças obtidas variaram conforme o tipo de cultivo, indicando aumento no teor de Fe nas plantas ao longo do experimento (Tabela 13), como ocorreu com o Zn (Tabela 11) e o Cu (Tabela 12).

Considerando-se o teor médio de $0,0289 \text{ g.L}^{-1}$ de Fe, calculado com os resultados obtidos nas análises do afluyente coletado nas épocas de corte das macrófitas (Tabela 30), e o volume desse líquido que passou nos leitos durante o período de cultivo como sendo de 540 L (Item 3.2.1), estima-se que a massa de Fe correspondente ao volume de lixiviado submetido ao pós-tratamento em um leito é de 15,6 g. Relacionando-se essa massa com o teor médio de Fe obtido na fitomassa das macrófitas (Taboa = $0,1115 \text{ g.kg}^{-1}$ e juncus = $0,2115 \text{ g.kg}^{-1}$; Tabela 13), estima-se que para remover toda essa quantidade de Fe seja necessária a produção de 139,91 kg de fitomassa de taboa e de 73,75 kg de fitomassa de juncus. Assumindo-se esses valores de produção de biomassa por área, estima-se que a área necessária para o cultivo dessas espécies, visando o pós-tratamento do lixiviado utilizado neste trabalho, corresponderia a $27,98 \text{ m}^2$, no caso da taboa, e a $122,92 \text{ m}^2$, no caso do juncus. Considerando-se esses resultados, pode-se estimar que para o pós-tratamento de 1 litro desse lixiviado seja necessária uma área de cultivo correspondente a $0,052 \text{ m}^2$, no caso da taboa, e $0,23 \text{ m}^2$, no caso do juncus, o que indica maior eficiência da primeira espécie de macrófita em relação à segunda.

4.5.4 Manganês

Como ilustrado na figura 35, a concentração de Mn na fitomassa da parte aérea das macrófitas variou conforme as épocas e os tratamentos monitorados. Na primeira época de avaliação, o teor desse metal foi maior na taboa consorciada do que no juncus consorciado (Contraste 2; Tabela 14), não sendo constadas diferenças entre o sistema de cultivo da taboa, mas ocorrendo maior teor de Mn no juncus em monocultivo do que no consórcio (Contraste 1; Tabela 14).

Na segunda época de avaliação, o teor de Mn foi maior na taboa. Embora na figura 35 o monocultivo dessa espécie represente maior teor desse metal do que o cultivo consorciado, o teste t não confirmou diferenças significativas entre essas duas formas de cultivo ($p=0,2442$).

Diferentemente do observado com os outros metais, observou-se maior teor de Mn na taboa do que no juncus. Isso, possivelmente, deve-se à maior demanda de Mn dessa espécie em relação ao juncus. Salienta-se que o método empregado para determinação de Mn no lixiviado não detectou a presença desse metal.

Quando comparados os teores de Mn obtidos em um mesmo tratamento, mas em épocas diferentes, observou-se que somente a diferença entre o teor desse metal na fitomassa do juncus foi considerada significativa e que o teor de Mn foi reduzido ao longo do período do experimento (Contraste 7; Tabela 14).

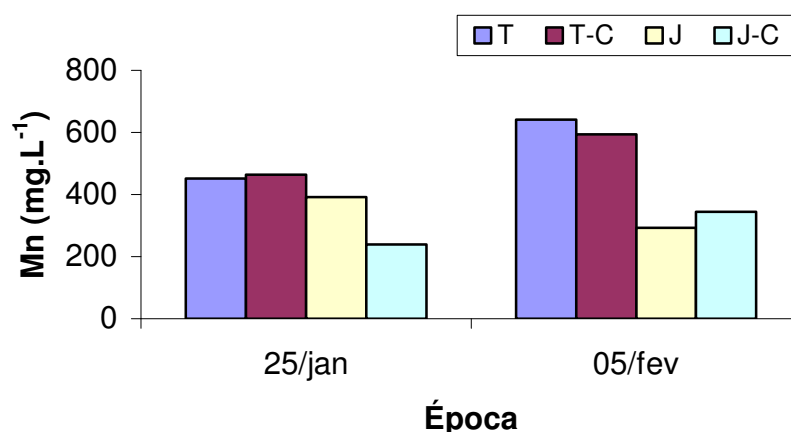


Figura 35 - Teor de manganês (Mn) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Tabela 14 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de manganês (Mn) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Mn mg.kg ⁻¹	Diferença %	P ¹
Época 1 (25 de janeiro)				
1	Juncus X Juncus Cons.	392,65 X 239,1	39,10	0,0262
2	Juncus Cons. X Taboa Cons.	239,1 X 463,03	48,36	0,0237
Época 2 (05 de fevereiro)				
3	Taboa X Juncus	640,59 X 293,04	54,25	0,0036
4	Taboa X Juncus Cons.	640,59 X 344,3	46,25	0,0138
5	Juncus X Taboa Cons.	293,04 X 594,8	50,73	0,0109
6	Juncus Cons. X Taboa Cons.	344,3 X 594,8	42,11	0,0271
Época 1 X Época 2				
7	Juncus X Juncus	392,65 X 293,04	25,37	2,5x10 ⁻⁹

1: nível de significância estatística do teste t-student.

4.5.5 Enxofre

Como ilustrado na figura 36, a concentração de enxofre (S) na fitomassa da parte aérea das macrófitas variou conforme as épocas e os tratamentos monitorados. Na primeira época de avaliação, o teor de enxofre foi maior no juncus cultivado em monocultivo do que no cultivado em consórcio (Contraste 1; Tabela 15). Por outro lado, o teor de S na fitomassa da taboa não variou de acordo com o sistema de cultivo dessa espécie (Figura 36).

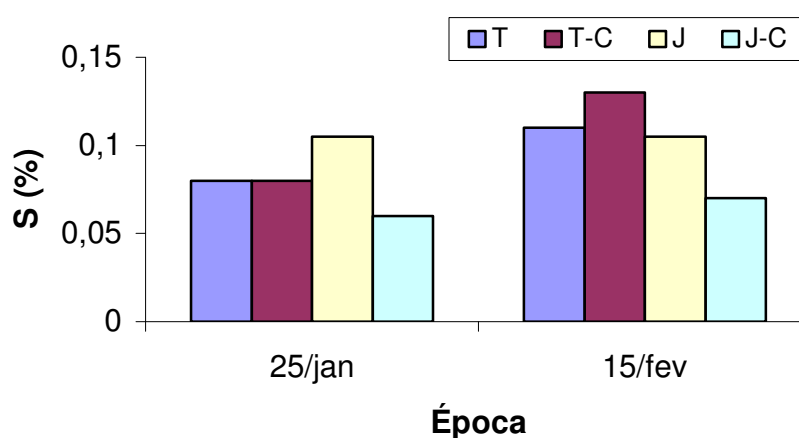


Figura 36 – Porcentagem de enxofre (S) na fitomassa da parte aérea da taboa (T), da taboa em consórcio (T-C), do juncus (J) e do juncus em consórcio (J-C) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Na segunda época de avaliação, o teor de S, ao contrário do observado na primeira época, foi maior na taboa. Embora na figura 36 o monocultivo dessa espécie represente menor teor de enxofre do que o cultivo consorciado, o teste t não confirmou diferenças significativas entre essas duas formas de cultivo ($p=0,1464$). Nessa época, o teor de S na fitomassa do juncus foi menor quando essa espécie foi cultivada em consórcio do que no monocultivo (Contraste 3; Tabela 15).

Quando comparados os teores de S obtidos em um mesmo tratamento, mas em épocas diferentes, observou-se que somente a taboa consorciada apresentou diferença no teor de S (Contraste 5; Tabela 15).

Tabela 15 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de enxofre (S) na fitomassa da parte aérea de macrófitas, cultivadas em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos em duas épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	S (%)	Diferença (%)	P¹
Época 1 (25 de janeiro)				
1	Juncus X Juncus Cons.	0,11 X 0,06	0,05	0,0282
2	Juncus X Taboa Cons.	0,11 X 0,08	0,03	0,0188
Época 2 (05 de fevereiro)				
3	Juncus X Juncus Cons.	0,11 X 0,07	0,04	0,0443
4	Juncus Cons. X Taboa Cons.	0,07 X 0,13	0,06	0,0256
Época 1 X Época 2				
5	Taboa Cons. X Taboa Cons.	0,08 X 0,13	0,05	0,0188

1: nível de significância estatística do teste t-student.

4.6 Análise físico-química do lixiviado

Analisou-se a eficiência do sistema testado na remoção da carga poluidora do lixiviado, comparando-se a composição química (DBO, DQO, OD, P, N, NH₃-N, NO₃-N, N-NO₂, pH, CE, Cl⁻, ST, STF, SV, Zn, Fe, Mn e Cu) e a temperatura do afluente com a do efluente.

4.6.1 pH

Na figura 37 e na tabela 16, observa-se que os valores de pH do lixiviado pós-tratado no sistema de leitos com macrófitas mantiveram-se entre 7,7 e 8,9. Esses valores indicam que o pH do sistema foi adequado; pois, de acordo com Metcalf e Eddy (1991) apud Hussar (2001), muitas bactérias responsáveis pelo tratamento de resíduos líquidos sobrevivem em pH entre 4,0 e 9,5. Além disso, a faixa de pH verificada, provavelmente, favoreceu a atuação de bactérias nitrificantes, que são mais atuantes em pH acima de 7,2. Por outro lado, é provável que os valores de pH dos leitos não favoreceram a desnitrificação, uma vez que as bactérias

responsáveis por esta reação se adaptam melhor quando o pH encontra-se entre 6,5 a 7,5 (METCALF e EDDY (1991) apud HUSSAR, 2001).

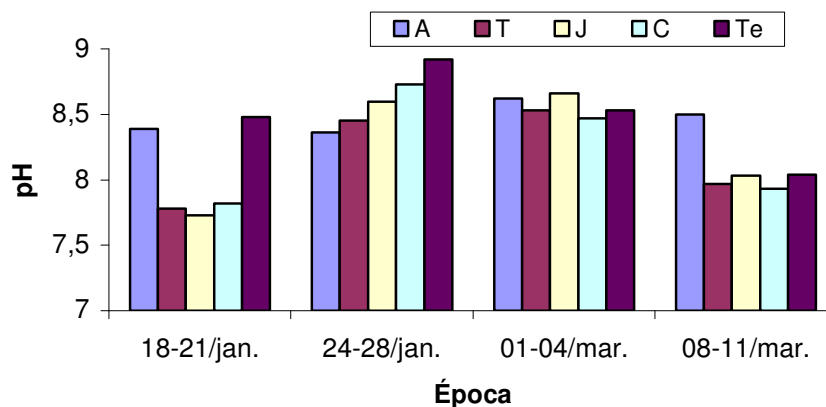


Figura 37 – Valores do pH do afluente (A) e do efluente da taboa (T), juncus (J), consórcio (C) e do leito testemunha (Te) ao longo do cultivo em leito com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

Os resultados apresentados na tabela 16 mostram que o valor do pH foi reduzido após o pós-tratamento desse líquido nos leitos testados (Contrastes 1 a 4); com exceção da segunda época, onde os valores de pH tiveram um acréscimo de 7,5 % no leito cultivado em consórcio e 6,7 % no leito testemunha.

Em geral, em todas as épocas avaliadas, as diferenças entre os teores de pH do afluente dos leitos cultivados isoladamente e os sem plantas (Testemunha) não foram significativas ($p > 0,05$). Entretanto, o leito consorciado reduziu o valor do pH do lixiviado (Contrastes 3 e 5) na segunda e quarta épocas, respectivamente.

A eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio. A ausência de diferenças significativas, observadas, em geral, entre os monocultivos e o cultivos consorciados das macrófitas, devem estar relacionadas ao pouco efeito das plantas em reduzir o pH do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou mais do uso das britas do que da vegetação testada.

Tabela 16 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os valores de pH obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	pH	Redução %	p^1
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	8,39 X 7,78	7,27	0,0115
2	Afluente X Juncus	8,39 X 7,73	7,87	0,0381
3	Afluente X Consórcio	8,39 X 7,82	6,8	0,0003
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Consórcio	8,36 X 8,73	7,53	0,0088
2	Afluente X Testemunha	8,36 X 8,92	6,7	$4,06 \times 10^{-6}$
3	Consórcio X Testemunha	8,73 X 8,92	0,83	0,0332
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Testemunha	8,62 X 8,53	1,0	0,0313
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	8,5 X 7,97	6,24	0,0043
2	Afluente X Juncus	8,5 X 8,03	5,5	0,0044
3	Afluente X Consórcio	8,5 X 7,9	7,1	0,0006
4	Afluente X Testemunha	8,5 X 8,04	5,76	0,0005
5	Consórcio X Testemunha	7,97 X 8,04	1,3	0,0260

1: nível de significância estatística do teste t-student.

De acordo com os padrões de emissão de lançamento de efluentes líquidos nos cursos d' água, estabelecidos pela Portaria 05/89 (SSMA, 1989), o pH deve estar entre 6,0 e 8,5. Assim, exceto na segunda época de avaliação, onde o pH após o pós-tratamento nos leitos, foi maior que 8,5 (Contrastes 1 a 3), os valores de pH do afluente, assim como do efluente nos leitos, mantiveram-se adequados ao lançamento.

Mannarino (2003) observou que o pH do efluente de um leito cultivado com gramínea para o tratamento de lixiviado apresentou valores aproximadamente constantes, numa faixa muito próxima à neutralidade. A média de pH do lixiviado neste estudo, após os tratamentos nos leitos cultivados, foi de 8,0. Essa diferença no pH de saída dos leitos reside no fato de que o pH de entrada no leito estudado por essa autora (pH=6,4) foi inferior ao pH do lixiviado usado neste estudo (pH=8,5), devido, provavelmente, à existência de um tratamento biológico anterior.

4.6.2 Condutividade elétrica

Como mostram os resultados apresentados na tabela 17, a condutividade elétrica (CE) do lixiviado pós-tratado nos leitos testados foi reduzida, de forma geral, nos tratamentos com macrófitas (Contrastes 1 a 3). Esse efeito não foi observado nos tratamentos com juncus, na segunda e terceira época, e com taboa, na terceira época de avaliação ($p>0,05$). Entretanto, as diferenças obtidas nesses leitos foram significativas a 7 % e 6 %, respectivamente. Já no leito sem plantas, houve decréscimo significativo da CE somente na terceira época de avaliação (Contraste 2).

Tabela 17 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os valores de condutividade elétrica (CE) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado em leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	CE	Redução	P^1
		mS.cm ⁻¹	%	
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	13,9 X 7,63	45,1	0,0264
2	Afluente X Juncus	13,9 X 5,79	58,35	0,0008
3	Afluente X Consórcio	13,9 X 9,67	30,43	0,0036
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	14,9 X 11,73	21,28	0,0110
	Afluente X Consórcio	14,9 X 11,93	19,93	0,0202
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Consórcio	14,02 X 11,15	20,47	0,0016
2	Afluente X Testemunha	14,02 X 11,12	20,68	3,73x10 ⁻⁵
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	15,81 X 11,8	25,36	0,0008
2	Afluente X Juncus	15,81 X 11,21	29,1	0,0014
3	Afluente X Consórcio	15,81 X 11,01	30,36	0,0100

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Em todas as épocas avaliadas, as diferenças entre os valores de CE do efluente dos leitos cultivados com plantas e os sem plantas (Testemunha) não foram significativas ($p>0,05$). Esse aspecto indica que a redução de CE observada nos tratamentos com plantas é

devida ao uso da brita, como substrato, e não ao cultivo das macrófitas. É possível que, com a evolução dos processos biológicos no interior dos leitos e a elevação do pH, muitos íons, principalmente os cátions metálicos, tenham sido precipitados, inutilizando e ocasionando redução na CE (FLECK, 2003). Os resultados obtidos evidenciam que os valores de CE do efluente dos leitos com macrófitas foram menores e foram reduzidos não porque as plantas tenham absorvido os sais presentes nesse líquido, mas devido ao efeito da interação dessas plantas com as britas usadas como substrato. A eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas de forma isolada ou em consórcio.

4.6.2.1 Desenvolvimento das macrófitas em diferentes taxas de carga orgânica

Para verificar os problemas de adaptação das macrófitas ao lixiviado, foi conduzido um experimento piloto, onde essas plantas foram cultivadas em latas de 3,6 L contendo brita nº 3. Após o período de adaptação, as espécies foram submetidas à diferentes concentrações do lixiviado, conforme descrito no item 3.9. Assim, quando a concentração do lixiviado foi de 100% e CE de $15,81 \text{ mS.cm}^{-1}$, somente o juncus sobreviveu (Figura 38a). A taboa não se adaptou a essa concentração de lixiviado (Figura 38b), nem quando esse foi diluído acrescentando-se 25 % de água. Entretanto, com uma diluição de 50 % e 75 %, essa planta apresentou desenvolvimento satisfatório.

Os resultados obtidos nesta etapa do trabalho mostraram que o lixiviado deve ser diluído entre 25 % a 50 % antes do cultivo da taboa, comprovando que a mesma não resiste a valores de CE elevada. Por outro lado, as plantas de juncus tiveram uma boa adaptação em todas as concentrações a que foram submetidas. Assim, esse experimento comprovou que o pouco desenvolvimento do juncus observado em um dos leitos deve ter sido consequência de problemas hidráulicos e não provocado pela alta condutividade do lixiviado, a qual, durante o experimento, variou de $13,9 \text{ mS.cm}^{-1}$ a $15,8 \text{ mS.cm}^{-1}$.

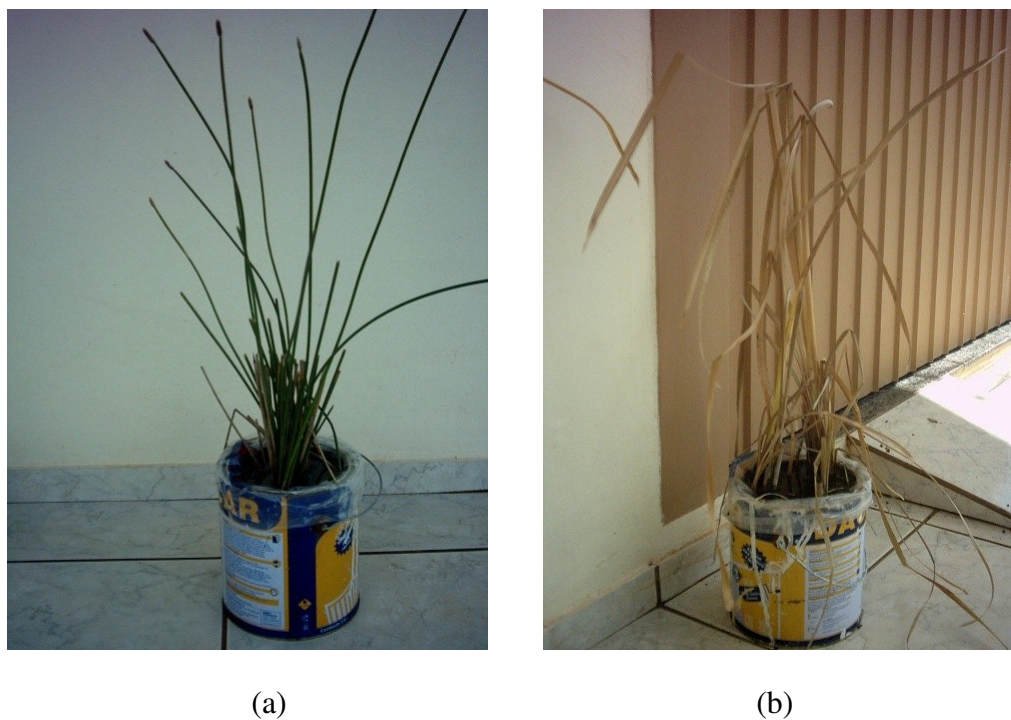


Figura 38 – Plantas de juncus (a) e taboa (b) cultivadas com o lixiviado da lagoa de contenção do aterro de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo.

4.6.3 Temperatura

A temperatura dos efluentes líquidos é uma variável importante, pois a taxa de reações químicas e de processos biológicos aumentam com a elevação da temperatura (VON SPERLING, 1996). A figura 39 e a tabela 18 mostram a variação da temperatura do lixiviado ao longo das épocas de monitoramento. Como se pode observar, a temperatura no lixiviado variou de 24,3 a 26,7 °C, diminuindo em todos os tratamentos e em todas as épocas após passar nos leitos testados (Contraste 1 a 4; Tabela 18). Embora as diferenças entre os valores de temperatura do afluente e do efluente foram significativas, os valores obtidos no efluente foram praticamente iguais ao do afluente, pois as diferenças foram muito pequenas (Tabela 18).

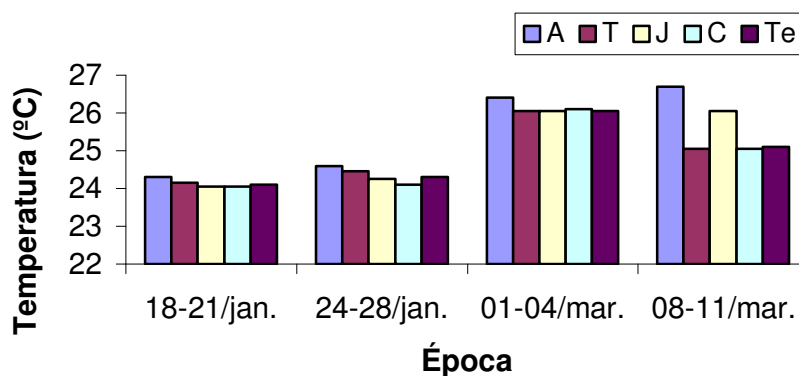


Figura 39 – Valores da temperatura do afluente (A) e do efluente após o tratamento nos leitos com taboa (T), juncus (J), consórcio (C) e testemunha (Te) ao longo do período de monitoramento.

O lixiviado, após o tratamento nos leitos apresentou temperaturas inferiores ao limite de lançamento permitido pela Portaria 05/89, que deve ser igual ou inferior a 40 °C. Entretanto, segundo Oliveira (1993) apud Hussar (2001), sabe-se que a temperatura afeta a velocidade de decomposição da matéria orgânica e está diretamente ligada ao controle da velocidade de crescimento dos microrganismos. Segundo Lambais (1992) apud Hussar (2001), as faixas ótimas de temperatura onde ocorre a metanogênese é a mesofílica (30 a 37 °C) e a termofílica (50 a 65 °C). Assim, pode-se observar na tabela 18, que a temperatura do lixiviado, após o pós-tratamento com leitos cultivados, foi inferior às temperaturas ótimas sugeridas por esse autor, o que pode ter prejudicado o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela digestão da matéria orgânica. Entretanto, Pelczar et al. (1996) apud Fleck (2003) afirmam que, em sistemas de tratamento de lixiviados, a temperatura do meio líquido sofrerá influência marcante da temperatura externa, resultando em diminuições da temperatura deste e, conseqüentemente, em perda da eficiência no metabolismo celular.

Tabela 18 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e as temperaturas obtidas em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Temperatura °C	Diferença	P ¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	24,3 X 24,2	0,1	0,0477
2	Afluente X Juncus	24,3 X 24,2	0,1	0,0477
3	Afluente X Consórcio	24,3 X 24,1	0,2	0,0188
4	Taboa X Consórcio	24,2 X 24,1	0,1	0,0477
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Testemunha	24,6 X 24,3	0,3	0,0477
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	26,4 X 26,05	0,35	0,0099
2	Afluente X Juncus	26,4 X 26,05	0,35	0,0099
3	Afluente X Consórcio	26,4 X 26,1	0,3	0,0477
4	Afluente X Testemunha	26,4 X 26,05	0,35	0,0099
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	26,7 X 25,05	1,65	0,0004
2	Afluente X Juncus	26,7 X 25,05	1,65	0,0004
3	Afluente X Consórcio	26,7 X 25,05	1,65	0,0004
4	Afluente X Testemunha	26,7 X 25,1	1,6	0,0019

1: nível de significância estatística do teste t-student.

4.6.4 Cloretos

Como mostram os resultados apresentados na tabela 19, o teor de cloreto (Cl⁻) no efluente variou de 120,4 mg.L⁻¹ a 160,6 mg.L⁻¹, conforme as épocas analisadas, sendo reduzido de 14,1 % a 68,7 % (Contraste 1 a 4).

Em todas as épocas de avaliação, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) proporcionaram redução no teor de cloretos, sendo esta diferença considerada significativa pelo teste t (Tabela 19; $p < 0,05$). O leito cultivado sem plantas (Contraste 4) não proporcionou diferenças significativas na redução de íons Cl⁻ do afluente, somente, na segunda época de avaliação ($p < 0,05$).

Em geral, as diferenças de Cl⁻ observadas entre o efluente dos leitos com plantas e o sem plantas não foram significativas ($p > 0,05$; Tabela 19). Esse aspecto deve estar relacionado

à baixa eficiência das plantas testadas em reduzir esse ânion, o que se deve ao fato deste não ser considerado um micronutriente essencial às plantas (MARSCHNER, 1995).

Tabela 19 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de cloretos (Cl⁻) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Cl ⁻	Redução	P ¹
		mg.L ⁻¹	%	
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	131,4 X 59,05	55,1	0,0212
2	Afluente X Juncus	131,4 X 41,10	68,72	0,0019
3	Afluente X Consórcio	131,4 X 73,52	44,05	0,0017
4	Afluente X Testemunha	131,4 X 76,80	41,55	0,0359
5	Juncus X Consórcio	41,10 X 73,52	24,7	0,0194
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	120,35 X 97,72	18,8	0,0027
2	Afluente X Juncus	120,35 X 74,23	38,32	0,0285
3	Afluente X Consórcio	120,35 X 103,35	14,13	0,0241
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	160,56 X 121,66	24,23	0,0181
2	Afluente X Juncus	160,56 X 112,60	29,87	0,0308
3	Afluente X Consórcio	160,56 X 101,20	36,93	2,32x10 ⁻⁵
4	Afluente X Testemunha	160,56 X 122,79	23,52	3,15x10 ⁻⁹
5	Consórcio X Testemunha	101,20 X 122,79	13,38	0,0002
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	159,84 X 114,39	28,43	0,0006
2	Afluente X Juncus	159,84 X 101,26	36,64	0,0008
3	Afluente X Consórcio	159,84 X 112,46	29,64	0,0002
4	Afluente X Testemunha	159,84 X 115,97	27,45	1,03x10 ⁻⁹
5	Juncus X Testemunha	101,26 X 115,97	9,19	0,0124
6	Consórcio X Testemunha	112,46 X 115,97	2,19	0,0323
7	Taboa X Juncus	114,38 X 101,26	8,21	0,0221

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Os resultados da tabela 19 demonstram que, em geral, a eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas de forma isolada ou em consórcio ($p > 0,05$), com exceção da primeira e quarta época, onde o leito cultivado com juncus foi mais eficiente do

que o leito cultivado em consórcio e que o leito cultivado com taboa, respectivamente (Contraste 5 e 7).

Comparando-se os valores obtidos por Mannarino (2003) em sistemas contendo taboa para tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos (redução de 3 %) com os obtidos neste estudo (média de 31,6 % para a mesma planta), observa-se neste trabalho uma eficiência 28,7 % superior a obtida por tal autora.

4.6.5 Fósforo

Como mostram os resultados apresentados na tabela 20, o teor de fósforo no afluente variou de 1,5 mg.L⁻¹ a 1,9 mg.L⁻¹, sendo reduzido de 43,4 % a 80,2 %, conforme a época analisada, após passar pelos leitos testados (Contrastes 1 a 4).

Em todas as épocas de avaliação, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram redução no teor de fósforo ($p < 0,005$; Tabela 20).

Os contrastes 5 a 7 possibilitam avaliar o efeito das macrófitas, isolando-se o efeito das britas. Em todas as épocas de avaliação, as diferenças obtidas entre o teor de P do efluente dos leitos com macrófitas e dos leitos testemunha foram significativas ($p < 0,05$), indicando que houve ganho de eficiência no sistema de pós-tratamento com o cultivo das plantas (Tabela 20). Segundo Valentim (1999), a retirada de P do meio é feita pelo processo de adsorção promovida pela matéria orgânica em decomposição, pela formação de compostos insolúveis com o Fe e Mn e também pela absorção pela planta.

Os resultados da tabela 20 também mostram que, em geral, a eficiência das macrófitas variou com a forma de cultivo (Contraste 8, a 10). Entretanto, somente na quarta época de avaliação todas as comparações entre as duas espécies de plantas e os tipos de cultivo foram significativas ($p < 0,05$). Nas demais épocas, a eficiência das plantas diferiu conforme o tipo de cultivo e o tipo de planta. Observou-se, em geral, que o juncus foi mais eficiente que a taboa em reduzir os teores de P do afluente.

Tabela 20 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de P obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado em leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	P mg.L⁻¹	Redução %	P¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	1,54 X 0,5	67,94	0,0009
2	Afluente X Juncus	1,54 X 0,31	80,17	8,85x10 ⁻⁵
3	Afluente X Consórcio	1,54 X 0,47	69,92	0,0012
4	Afluente X Testemunha	1,54 X 0,68	55,85	0,0005
5	Taboa X Testemunha	0,5 X 0,68	27,82	0,0367
6	Juncus X Testemunha	0,31 X 0,68	55,07	0,0035
7	Consórcio X Testemunha	0,47 X 0,68	31,86	0,0355
8	Taboa X Juncus	0,5 X 0,31	32,13	0,0308
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	1,36 X 0,40	70,57	9,22x10 ⁻⁶
2	Afluente X Juncus	1,36 X 0,36	73,25	0,0008
3	Afluente X Consórcio	1,36 X 0,46	66,13	0,0016
4	Afluente X Testemunha	1,36 X 0,67	50,49	0,0001
5	Taboa X Testemunha	0,40 X 0,67	40,56	0,0008
6	Juncus X Testemunha	0,36 X 0,67	45,98	0,0091
7	Consórcio X Testemunha	0,46 X 0,67	31,59	0,0276
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	1,85 X 0,93	43,44	0,0003
2	Afluente X Juncus	1,85 X 0,48	74,00	0,0012
3	Afluente X Consórcio	1,85 X 0,65	65,08	0,0001
4	Afluente X Testemunha	1,85 X 0,79	57,33	5,01x10 ⁻⁸
5	Taboa X Testemunha	0,93 X 0,79	15,87	0,0114
6	Juncus X Testemunha	0,48 X 0,79	25,55	0,0232
7	Consórcio X Testemunha	0,65 X 0,79	38,78	0,0092
8	Taboa X Juncus	0,93 X 0,48	48,50	0,0121
9	Taboa X Consórcio	0,93 X 0,65	30,83	0,0053
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	1,63 X 0,74	49,14	0,0001
2	Afluente X Juncus	1,63 X 0,55	66,44	0,0004
3	Afluente X Consórcio	1,63 X 0,48	70,67	0,0003
4	Afluente X Testemunha	1,63 X 0,64	60,72	3,17x10 ⁻⁸
5	Taboa X Testemunha	0,74 X 0,64	13,48	0,0091
6	Juncus X Testemunha	0,55 X 0,64	14,57	0,0485
7	Consórcio X Testemunha	0,48 X 0,64	25,34	0,0170
8	Taboa X Juncus	0,74 X 0,55	12,61	0,0150
9	Taboa X Consórcio	0,74 X 0,48	35,40	0,0080
10	Juncus X Consórcio	0,55 X 0,48	17,77	0,0093

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Considerando-se o teor de 1 mg.L de P como sendo o máximo permitido para lançamento de efluentes líquidos pela Portaria 05/89 (SSMA, 1989), constatou-se que todos os tratamentos testados possibilitaram atender a esse padrão, em todas as épocas avaliadas (Tabela 20).

Fleck (2003), em experimento similar, usando lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e leito cultivado com a espécie taboa, obteve um percentual de redução de 24 % de P, enquanto que Ferreira et al. (2003) obtiveram 35 %, em sistema de leito cultivado com gramínea no aterro de Gramacho-RJ. Neste trabalho, os leitos cultivados com plantas apresentaram uma média de 66,4 % de redução no teor de P, a qual foi maior do que as obtidas por esses autores.

Comparando-se a remoção média obtida por Mansor (1998), que foi de 73,24 %, por Valentim (1999), de 25,38 % e por Hussar (2001), de 14,78 %, pode-se observar que a eficiência do tratamento com taboa foi menor do primeiro e maior dos dois últimos autores referidos. Entretanto, convém lembrar que os efluentes tratados pelos autores citados anteriormente apresentam DQO e DBO inferiores ao do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

4.6.6 Nitrogênio total

Como mostram os resultados apresentados na tabela 21, o teor de N total do lixiviado foi reduzido após o pós-tratamento nos leitos testados (Contrastes 1 a 4). O teor dessa variável no afluente variou de 206,15 mg.L⁻¹ a 305,9 mg.L⁻¹, entre as épocas analisadas, sendo reduzido de 30,1% a 97 %, após a passagem desse líquido nos leitos testados.

Os contrastes 5 a 7 possibilitam avaliar o efeito das macrófitas, isolando a influência das britas. Em geral, não houve diferenças entre os teores de N total do efluente dos leitos com macrófitas e o leito testemunha. Essa diferença não ocorreu no leito cultivado com juncus na primeira e terceira época (Contrastes 5 e 6); com o consórcio na terceira época (Contraste 7) e com o leito cultivado com taboa na segunda e terceira época (Contraste 5). Entretanto, a taboa foi mais eficiente que a testemunha somente na terceira época (Contraste 5; Tabela 21). Segundo Cooper et al. apud Sousa et al. ([S.d.]), a conversão de nitrogênio nos leitos cultivados deve-se principalmente ao processo assimilatório dos microrganismos e a nitrificação devido à provável transferência de oxigênio do ar atmosférico pelas folhas das

macrófitas através do aerênquima, o que permite a distribuição do oxigênio para os rizomas e raízes das plantas.

Tabela 21 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de nitrogênio total (N total) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitões cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	N total mg.L ⁻¹	Redução %	P ¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	305,93 X 48,62	84,12	0,0016
2	Afluente X Juncus	305,93 X 36,10	97,03	0,0003
3	Afluente X Consórcio	305,93 X 83,44	72,73	0,0307
4	Afluente X Testemunha	305,93 X 78,75	74,26	2,0x10 ⁻⁶
5	Juncus X Testemunha	36,10 X 78,75	13,94	0,0131
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	284,88 X 95,33	66,50	8,05x10 ⁻⁵
2	Afluente X Juncus	284,88 X 83,88	70,56	0,0030
3	Afluente X Consórcio	284,88 X 58,80	79,36	0,0060
4	Afluente X Testemunha	284,88 X 65,99	76,84	8,41x10 ⁻⁶
5	Taboa X Testemunha	95,33 X 65,99	10,34	0,0037
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	225,9 X 110,05	51,30	0,0069
2	Afluente X Juncus	225,9 X 106,2	53,00	0,0006
3	Afluente X Consórcio	225,9 X 90,95	59,73	0,0127
4	Afluente X Testemunha	225,9 X 157,95	30,1	8,01x10 ⁻¹⁴
5	Taboa X Testemunha	110,05 X 157,95	21,2	0,0367
6	Juncus X Testemunha	106,2 X 157,95	22,9	0,0031
7	Consórcio X Testemunha	90,95 X 157,95	29,60	0,0463
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	206,15 X 136,5	33,8	0,0158
2	Afluente X Juncus	206,15 X 109,7	46,80	0,0062
3	Afluente X Consórcio	206,15 X 72,45	64,90	0,0403
4	Afluente X Testemunha	206,15 X 116,85	56,44	3,04x10 ⁻¹¹

1: nível de significância estatística do teste t-student.

A eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio. A ausência de diferenças significativas, observada, entre os monocultivos e os cultivos consorciados das macrófitas deve estar relacionada ao pouco efeito das plantas em

reduzir o teor de N total do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável foi significativa nos leitos testemunha (brita) na maioria das épocas.

Segundo a Portaria 05/89 (SSMA, 1989), o teor de N total permitido para lançamento de efluentes nos cursos d'água não pode ser superior a 10 mg.L^{-1} . Como se pode observar na tabela 21 (Contrates 1 a 4), o teor de N total no afluente, em todas as épocas, esteve acima do padrão estabelecido por essa portaria, sendo que, mesmo após os tratamentos, esse padrão de lançamento não foi atingido em nenhuma das épocas avaliadas.

Em sistemas de tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, contendo taboa, Fleck (2003) obteve 78,52 % de remoção de N total, sendo esse percentual maior do que o obtido neste estudo, cujo valor médio foi de 58,9 %; ou seja, aproximadamente, 19,6 % inferior ao do referido autor.

Roston e Mansor (1999), em tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados sub-superficial, obtiveram índices de remoção de N total de 91,8 %, utilizando juncus e de 85,7 %, utilizando a taboa. Esses índices foram superiores aos encontrados neste estudo, que foi de 58,9 % no cultivo com taboa, e 64,6 % no cultivo com juncus.

4.6.7 Nitrogênio amoniacal

Como mostram os resultados apresentados na tabela 22, o teor de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) do lixiviado foi reduzido após o pós-tratamento nos leitos testados (Contrastes 1 a 4). Essa redução variou de a 28 % a 87,1 % em função do tipo de tratamento, da época de avaliação e da carga amoniacal do afluente tratado, já que a concentração $\text{NH}_3\text{-N}$ desse líquido variou de $94,35 \text{ mg.L}^{-1}$ a $138,03 \text{ mg.L}^{-1}$.

Em todas as épocas de avaliação, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram o decréscimo do teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ do afluente (Tabela 22). As diferenças entre os teores de $\text{NH}_3\text{-N}$ do afluente dos leitos cultivados com plantas e os sem plantas (Testemunha), em geral não foram significativas ($p > 0,05$), com exceção do juncus na quarta época que foi mais eficiente que a testemunha (Contraste 6). Nas demais comparações a testemunha foi mais eficiente que os leitos cultivados com plantas (Contrastes 5 e 6).

Tabela 22 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparações	$\text{NH}_3\text{-N}$ mg.L^{-1}	Redução %	P^1
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	130,76 X 27,87	78,69	0,0010
2	Afluente X Juncus	130,76 X 16,92	87,1	$5,71 \times 10^{-5}$
3	Afluente X Consórcio	130,76 X 62,56	52,2	0,0210
4	Afluente X Testemunha	130,76 X 52,75	59,66	0,0456
5	Juncus X Consórcio	16,92 X 62,56	72,95	0,0439
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	138,03 X 51,08	63,00	0,0027
2	Afluente X Juncus	138,03 X 39,48	71,4	0,0072
3	Afluente X Consórcio	138,03 X 51,71	62,54	0,0017
4	Afluente X Testemunha	138,03 X 49,25	64,32	0,0151
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	94,35 X 64,1	32,06	0,0011
2	Afluente X Juncus	94,35 X 51,5	45,40	0,0231
3	Afluente X Consórcio	94,35 X 61,5	35,00	0,0001
4	Afluente X Testemunha	94,35 X 53,35	43,15	$5,98 \times 10^{-8}$
5	Taboa X Testemunha	64,1 X 53,55	11,1	0,0087
6	Consórcio X Testemunha	61,5 X 53,55	8,2	0,0021
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	98,55 X 71	28,00	0,0001
2	Afluente X Juncus	98,55 X 48,85	50,43	0,0003
3	Afluente X Consórcio	98,55 X 58,6	40,53	0,0031
4	Afluente X Testemunha	98,55 X 57,35	41,81	$7,41 \times 10^{-8}$
5	Taboa X Testemunha	71 X 57,35	13,81	0,0005
6	Juncus X Testemunha	48,85 X 57,35	8,62	0,0104
7	Taboa X Juncus	71 X 48,85	22,43	0,0017
8	Taboa X Consórcio	71 X 58,6	12,53	0,0304

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Os resultados da tabela 22 também mostram que, em geral, a eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio, com exceção da primeira (Contraste 5) e da quarta época de avaliação (Contrastes 7 e 8). A ausência de diferenças significativas, observada, em geral, entre os monocultivos e os cultivos

consorciados das macrófitas deve estar relacionada ao pouco efeito das plantas em reduzir o teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou do uso das britas mais do que da vegetação testada.

A remoção do $\text{NH}_3\text{-N}$ acontece, sobretudo, pela ação de microrganismos nitrificantes que, em condições aeróbias, o convertem em íons nitrito (NO_2^-) e, posteriormente, nitrato (NO_3^-), por sua assimilação pelas plantas e por adsorção através de reações de troca iônica no substrato. Uma pequena parcela da amônia é perdida por volatilização, sob a forma de amônia molecular (NH_3), isto é, não-ionizada. É possível que a volatilização da amônia não tenha atingido valores significativos neste trabalho, pois o pH no interior dos leitos cultivados se manteve na faixa da neutralidade, não favorecendo tal processo, que ocorre predominantemente em meios básicos (FLECK, 2003). Por outro lado, os valores de pH obtidos no lixiviado (Tabela 16) indicam que as condições de acidez foram propícias para o desenvolvimento dos processos de oxidação do $\text{NH}_3\text{-N}$.

Considerando-se o mesmo teor de lançamento de efluentes em cursos d' água do N total para o $\text{NH}_3\text{-N}$, que é de 10 mg.L^{-1} , como sendo o máximo permitido para o lançamento de efluentes líquidos (Portaria 05/89; SSMA, 1989), constatou-se que nenhum dos tratamentos testados reduziu o teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ a níveis permitidos por essa portaria.

Ferreira et al. (2003) obtiveram reduções de 30 a 80 % no teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ em leitos cultivados com gramínea. Maehlum et al. (1998) e Sartaj et al. (1998), conforme citado por Mannarino (2003), obtiveram remoções de $\text{NH}_3\text{-N}$ na ordem de 46 % (30 dias de residência) e de 95 % (5 dias de residência), respectivamente, em sistemas de tratamento biológico, seguidos por leitos cultivados. Comparando-se esses resultados com os obtidos neste estudo (média de 53,86 % nos leitos cultivados), observou-se que os resultados obtidos foram semelhantes aos obtidos por Ferreira et al. (2003), maiores que os obtidos por Maehlum et al. (1998) e menores que Sartaj et al. (1998).

4.6.8 Nitrato

De maneira geral, os resultados apresentados na tabela 23 mostram que o teor de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) foi reduzido após o pós-tratamento desse líquido nos leitos testados (Contrastes 1 a 4). Essa redução variou de 8,8 % a 92,16 %, em função do tipo de tratamento

e da época de avaliação, sendo independente do teor de $\text{NO}_3\text{-N}$ do afluente, que variou de $12,1 \text{ mg.L}^{-1}$ a $31,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 23).

Em todas as épocas avaliadas, as diferenças entre os teores de $\text{NO}_3\text{-N}$ do afluente dos leitos cultivados com plantas e os sem plantas (Testemunha) não foram significativas ($p>0,05$). Esse aspecto indica que a redução de $\text{NO}_3\text{-N}$ nos tratamentos com plantas deve-se ao uso da brita como substrato e não ao cultivo das macrófitas. Assim, o meio com brita possibilitou a imobilização desse íon na microbiota, a sua volatilização (Favorecida pelo alto pH do efluente, item 4.6.1) ou desnitrificação (Favorecida pela redução do teor de OD, item 4.6.11), já que a faixa de pH indicada para essa última reação (6,5 a 7,5) não foi verificada no efluente, embora tenha sido verificada em 3 das 12 avaliações feitas no afluente (Tabelas 1 e 2; Item 4.1).

Tabela 23 – Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) avaliados no lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg.L^{-1}	Redução %	P^1
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	24,75 X 3,2	87,07	0,0035
2	Afluente X Juncus	24,75 X 1,94	92,16	0,0033
3	Afluente X Consórcio	24,75 X 6,27	74,66	0,0031
4	Afluente X Testemunha	24,75 X 5,76	76,72	0,0014
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	12,10 X 10,19	15,79	0,0003
2	Afluente X Testemunha	12,10 X 11,03	8,84	0,0424
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	23,00 X 14,64	36,34	0,0115
2	Afluente X Consórcio	23,00 X 12,49	45,82	0,0015
3	Afluente X Testemunha	23,00 X 10,89	52,65	$1,2 \times 10^{-8}$
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	31,2 X 23,57	24,46	0,0484
2	Afluente X Consórcio	31,2 X 18,08	42,05	0,0091
3	Afluente X Testemunha	31,2 X 19,61	37,15	$1,63 \times 10^{-7}$

1: nível de significância estatística do teste t-student.

A eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio. A ausência de diferenças significativas, observada, em geral, entre os monocultivos e os cultivos consorciados deve estar relacionada ao pouco efeito das plantas em reduzir o teor de $\text{NO}_3\text{-N}$ do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou do uso das britas mais do que da vegetação testada. Segundo Fleck (2003), os íons NO_3^- são absorvidos pelos vegetais como nutrientes e sob a ação de bactérias desnitrificantes podem ser reduzidos em leitos cultivados utilizados em pós-tratamento de lixiviado (FLECK, 2003). Em sítios anóxicos no interior dos leitos cultivados, os íons NO_3^- são transformados novamente em nitrogênio molecular, possibilitando o retorno para a atmosfera. Assim, o efeito na redução de NO_3^- do lixiviado pode ser explicado devido à ação das bactérias desnitrificantes, atuantes nos sítios anóxicos (FLECK, 2003).

Considerando-se o teor de 10 mg.L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$ como sendo o valor máximo de lançamento de efluentes líquidos permitido pela Portaria 05/89 (SSMA, 1889), constatou-se que os tratamentos testados neste trabalho possibilitaram atender a esse padrão somente na primeira época de avaliação. Nas outras épocas isso não ocorreu, o que pode estar relacionado à absorção desse nutriente pelas plantas; ou seja, nessas épocas as plantas já tinham atingido o máximo desenvolvimento vegetativo e, conseqüentemente, a quantidade de $\text{NO}_3\text{-N}$ absorvida foi baixa.

4.6.9 Nitrito

Não foram detectados teores de nitrito nas amostras analisadas.

4.6.10 Demanda Química de Oxigênio

O teor da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO) do lixiviado foi reduzido após o pós-tratamento nos leitos testados (Contrastes 1 a 4). Essa redução variou de 20,3 % a 79 %, sendo em função do tipo de tratamento e da época de avaliação, ou da carga orgânica do afluente pós-tratado, já que a DQO desse variou de $1.706,7 \text{ mg.L}^{-1}$ a 3.200 mg.L^{-1} , como mostram os resultados na tabela 24.

Tabela 24 – Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	DQO	Redução	P^1
		mg.L ⁻¹ de O ₂	%	
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	1.706,7 X 756,9	55,65	1,09x10 ⁻⁵
2	Afluente X Juncus	1.706,7 X 818,67	52,03	0,0489
3	Afluente X Consórcio	1.706,7 X 956,91	43,93	0,0005
4	Afluente X Testemunha	1.706,7 X 778,91	54,36	0,0013
5	Taboa X Consórcio	756,9 X 956,91	11,72	0,0207
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	3.200 X 2.367,04	26,03	0,0291
2	Afluente X Juncus	3.200 X 2.042,93	36,16	0,0287
3	Afluente X Consórcio	3.200 X 2.549,87	20,31	0,0001
4	Afluente X Testemunha	3.200 X 2.534,99	20,78	0,0073
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	3.200 X 1.713,6	46,45	5,2x10 ⁻⁶
2	Afluente X Juncus	3.200 X 1.540,56	51,86	0,0083
3	Afluente X Consórcio	3.200 X 1.254,59	60,8	0,0431
4	Afluente X Testemunha	3.200 X 1.329,8	58,44	1,5x10 ⁻¹⁰
5	Taboa X Testemunha	1.713,6 X 1.329,8	12	0,0003
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	2.666,7 X 1.522,9	42,89	0,0031
2	Afluente X Juncus	2.666,7 X 903,73	66,11	0,0031
3	Afluente X Consórcio	2.666,7 X 692,27	74,04	7,14x10 ⁻⁵
4	Afluente X Testemunha	2.666,7 X 559,77	79	1,9x10 ⁻⁸
5	Taboa X Testemunha	1.522,9 X 559,77	36,11	0,0079
6	Juncus X Testemunha	903,73 X 559,77	12,89	0,0230
8	Taboa X Juncus	1.522,9 X 903,73	23,22	0,0109
9	Taboa X Consórcio	1.522,9 X 692,27	31,15	0,0380

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Em todas as épocas de avaliação, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram o decréscimo da DQO do afluente (Tabela 24).

Com exceção dos contrastes 5 e 6 da quarta época e do contraste 5 da terceira época de avaliação, as diferenças obtidas entre a DQO do efluente dos leitos com macrófitas e a

testemunha não foram significativas ($p>0,05$), o que indica que não houve ganho generalizado de eficiência no sistema de pós-tratamento com o cultivo das plantas. Entretanto, nessas avaliações, observou-se que o leito sem plantas foi mais efetivo na redução da DQO do lixiviado do que os leitos cultivados .

Os resultados da tabela 24 mostram que, em geral, a eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio, na primeira (Contraste 5) e na quarta (Contraste 8 e 9) época de avaliação. A ausência de diferenças significativas, observada, entre os monocultivos e os cultivos consorciados das macrófitas deve estar relacionada ao pouco efeito das plantas em reduzir a DQO do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou do uso das britas mais do que da vegetação testada.

Considerando-se o teor de 450 mg.L^{-1} de DQO como sendo o máximo permitido para o lançamento de efluente líquidos com vazão menor ou igual a $20 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ pela Portaria 05/89 (SSMA, 1989), constatou-se que nenhum dos tratamentos testados possibilitou atender a esse padrão.

Fleck (2003) registrou, em sistema similar ao usado neste trabalho, com a espécie taboa, remoções de 40,71 % de DQO. Ferreira et al. (2003) obtiveram reduções de 35 %. Johnson et al. (1998) apud Mannarino (2003) chegaram a 90 % de remoção na concentração de DQO, com tempo de residência de 15 dias, enquanto que Mannarino (2003) obteve redução de 31 %. Comparando esses valores com os obtidos neste estudo verifica-se que a remoção de DQO ficou próxima à obtida pela literatura, o que comprova a dificuldade em remover a carga orgânica deste tipo de efluente utilizando leitos cultivados.

4.6.11 Oxigênio Dissolvido

O teor de Oxigênio Dissolvido (OD) do lixiviado foi reduzido após o pós-tratamento nos leitos testados (Contrastes 1 a 4; Tabela 25). Essa redução variou de a 16,1 % a 43,1 %, sendo em função do tipo de tratamento, da época de avaliação e da carga orgânica do afluente pós-tratado, já que a OD desse variou de $2,9 \text{ mg.L}^{-1}$ a $4,04 \text{ mg.L}^{-1}$.

Em todas as épocas de avaliação, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram o decréscimo da OD do afluente (Tabela 25).

Tabela 25 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de Oxigênio Dissolvido (OD) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	OD	Redução	P^1
		mg.L ⁻¹ de O ₂	%	
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	3,7 X 3,1	16,1	0,0060
2	Afluente X Juncus	3,7 X 2,64	28,52	0,0162
3	Afluente X Consórcio	3,7 X 2,69	27,25	0,0047
4	Afluente X Testemunha	3,7 X 3,1	16,04	0,0112
5	Consórcio X Testemunha	2,69 X 3,1	17,21	0,0451
6	Taboa X Consórcio	3,1 X 2,69	11,2	0,0370
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	3,9 X 2,8	27,47	0,0008
2	Afluente X Juncus	3,9 X 2,5	35,39	0,0058
3	Afluente X Consórcio	3,9 X 2,6	32,87	0,0036
4	Afluente X Testemunha	3,9 X 3,0	22,95	0,0337
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	2,9 X 2,26	23,03	0,0007
2	Afluente X Juncus	2,9 X 2,18	25,72	0,0430
3	Afluente X Consórcio	2,9 X 2,10	28,45	0,0084
4	Afluente X Testemunha	2,9 X 2,3	19,46	$2,19 \times 10^{-10}$
5	Taboa X Testemunha	2,9 X 2,3	3,57	0,0291
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	4,0 X 2,52	37,52	0,0024
2	Afluente X Juncus	4,0 X 2,3	43,04	0,00001
3	Afluente X Consórcio	4,0 X 2,55	36,92	0,0025
4	Afluente X Testemunha	4,0 X 2,58	36,26	$3,12 \times 10^{-9}$
5	Juncus X Testemunha	4,0 X 2,58	6,78	0,0005

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Como mostram os resultados da tabela 25, o leito sem plantas (Testemunha; Contraste 4) proporcionou maior teor de OD do que aqueles com plantas, evidenciando que as plantas aumentaram o consumo de OD, seja devido à respiração radicular ou ao aumento na atividade da microbiota rizosférica.

Os resultados da tabela 25 também mostram que, em geral, a eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio ($p > 0,05$), com exceção da primeira época (Contraste 6). A ausência de diferenças significativas, observada, em geral, entre os monocultivos e os cultivos consorciados das macrófitas comprova o pouco

efeito das plantas em reduzir a OD do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou mais do uso das britas do que da vegetação testada.

4.5.12 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os resultados apresentados na tabela 26 mostram que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) foi reduzida após o pós-tratamento desse líquido nos leitos testados (Contrastes 1 a 4). O teor da DBO₅ no afluente variou de 1.396,6 mg.L⁻¹ a 1.766,4 mg.L⁻¹, entre as épocas analisadas, sendo reduzido de 36,9 % a 60,4 % (Contraste 01 a 04; Tabela 26).

As diferenças entre os teores de DBO₅ do afluente dos leitos cultivados, quando comparados com o leito sem plantas (Testemunha), em geral, não foram significativas ($p > 0,05$). Esse aspecto indica que a redução de DBO₅, observada nesses tratamentos, deve-se ao uso da brita como substrato e não ao cultivo das macrófitas com as plantas. Entretanto, o cultivo com taboa (Contraste 5), nas duas últimas épocas, reduziu o teor de DBO₅ do lixiviado, indicando uma maior eficiência desta espécie em relação ao leito sem plantas. Conforme Kinsley e Crolla (2001); Mæhlum, (1998) e Wynn e Liehr apud Ferreira et al. (2003), uma significativa parcela da DBO₅ presente no percolado é removida pela sedimentação dos materiais orgânicos em suspensão. Parte dos compostos orgânicos em suspensão remanescentes e dos que se encontram em solução são degradados, via oxidação ou digestão anaeróbia, pela ação do biofilme bacteriano aderido ao meio filtrante e às raízes da vegetação, que utiliza a matéria orgânica como fonte de energia. Uma outra parcela orgânica do efluente ainda é removida pelas plantas, que a utilizam como nutriente. Assim, pode-se verificar uma maior eficiência do leito sem plantas devido à ação das bactérias.

Segundo a Portaria 05/89 (SSMA, 1989), o teor de DBO₅ permitido para lançamento nos cursos d' água não pode ser superior a 200 mg.L⁻¹, considerando-se uma vazão de 20 m³.d⁻¹. Assim, verificou-se que nenhum dos tratamentos testados proporcionaram esses índices de redução.

A média de remoção, obtida neste trabalho, no tratamento com a taboa foi de 54,5 %, sendo semelhante à obtida por Mannarino (2003) em leito cultivado com gramínea e maior do que a obtida por Fleck (2003) em sistemas similar no tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, cuja remoção foi, respectivamente, de 33 % e 58,18 %. A eficiência

das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas de forma isolada ou em consórcio ($p > 0,05$).

Tabela 26 – Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparações	DBO_5 mg.L ⁻¹ de O ₂	Redução %	P ¹
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	1.584 X 809,82	48,88	0,0001
2	Afluente X Juncus	1.584 X 906,28	42,79	0,0407
3	Afluente X Consórcio	1.584 X 637,08	59,78	0,0354
4	Afluente X Testemunha	1.584 X 1.000,35	36,85	0,0150
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	1.396,6 X 554,78	60,28	1,87x10 ⁻⁵
2	Afluente X Juncus	1.396,6 X 770,40	44,84	0,0269
3	Afluente X Consórcio	1.396,6 X 824,70	40,95	6,12x10 ⁻¹²
4	Afluente X Testemunha	1.396,6 X 824,70	40,95	0,0002
5	Taboa X Testemunha	554,78 X 824,70	19,33	0,0002
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	1.766,4 X 821,19	53,51	0,0007
2	Afluente X Juncus	1.766,4 X 938,27	46,88	0,0149
3	Afluente X Consórcio	1.766,4 X 700,40	60,35	0,0253
4	Afluente X Testemunha	1.766,4 X 1.046	40,79	3,85x10 ⁻¹⁰
5	Taboa X Testemunha	821,19 X 1.046	12,72	0,0117

1: nível de significância estatística do teste t-student.

A redução de DBO_5 nos leitos cultivados neste estudo foi maior do que a conseguida por Debusk (1998) apud Mannarino (2003) em leitos cultivados de fluxo superficial numa seqüência de 10 leitos em série, que obteve 14 % de redução. Considerando-se o tratamento biológico anterior, o percentual de remoção de DBO_5 ficou entre os valores encontrados por Sartaj et al. (1998) e Maehlum et al. (1998) apud Mannarino (2003), com 5 e 30 dias de residência, que obtiveram, respectivamente, 45 % e 85 % de redução de DBO_5 .

4.6.13 Sólidos Totais

O teor de Sólidos Totais (ST) no afluente variou de 11,6 mg.L⁻¹ a 17,3 mg.L⁻¹, entre as épocas analisadas (Contrastes 1 a 4), sendo reduzido de 15,1 % a 76,2 %, como mostram os resultados apresentados na tabela 27.

Tabela 27 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de Sólidos Totais (ST) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	ST mg.L ⁻¹	Redução %	P ¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	11,63 X 9,47	18,57	3,37x10 ⁻⁸
2	Afluente X Juncus	11,63 X 7,68	33,96	0,0066
3	Afluente X Consórcio	11,63 X 7,83	32,67	0,0070
4	Taboa X Testemunha	9,47 X 15,27	12,73	0,0273
5	Juncus X Testemunha	7,68 X 15,27	2,66	0,0181
6	Consórcio X Testemunha	7,83 X 15,27	1,37	0,0188
7	Taboa X Juncus	9,47 X 7,68	15,39	0,0300
8	Taboa X Consórcio	9,47 X 7,83	14,1	0,0346
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	17,33 X 4,12	76,23	1,53x10 ⁻⁶
2	Afluente X Juncus	17,33 X 5,46	68,49	0,0046
3	Afluente X Consórcio	17,33 X 6,76	61	0,0002
4	Afluente X Testemunha	17,33 X 7,15	41,26	0,0192
5	Taboa X Consórcio	4,12 X 6,76	15,12	0,0039
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Consórcio	14,68 X 12,46	15,12	0,0037
2	Afluente X Testemunha	14,68 X 9,12	37,87	7,61x10 ⁻⁶
3	Taboa X Testemunha	15,16 X 9,12	34,7	0,0068
4	Consórcio X Testemunha	12,46 X 9,12	22,75	0,0016
5	Taboa X Consórcio	15,16 X 12,46	11,75	0,0339
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	15,63 X 9,01	42,35	0,0080
2	Afluente X Juncus	15,63 X 10,15	35,06	0,0247
3	Afluente X Consórcio	15,63 X 7,86	49,71	0,0041
4	Afluente X Testemunha	15,63 X 7,32	53,2	0,0006

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Em geral, as diferenças de ST observadas entre o afluyente dos leitos com plantas e o sem planta (Contrastes 4 a 6), na primeira época de avaliação, foram significativos ($p < 0,05$), sendo que os cultivos com plantas foram mais eficientes na redução de ST do lixiviado. Entretanto, nas demais épocas esta redução não foi observada, sendo que na terceira época o leito sem plantas foi mais eficiente que o leito consorciado (Contrastes 4 ; Tabela 27). Este comportamento também foi observado por Mazzola (2003), e segundo esse autor, isso está relacionado com a liberação de fragmentos pela rizosfera das plantas, que ocasionam aumento dos sólidos no efluente.

Os resultados da tabela 27 mostram também que, em geral, a eficiência das macrófitas não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio ($p > 0,05$). Os contrastes considerados significativos variaram conforme a época, o tipo de planta e o tipo de cultivo, não sendo possível diagnosticar nenhuma tendência. Assim, pode-se perceber que o principal responsável pela remoção dos sólidos totais, provavelmente, foi o meio suporte (brita) e a ação de bactérias aderidas ao meio, uma vez que, segundo Fleck (2003), os sólidos em leitos cultivados são removidos fisicamente por processos de sedimentação e filtragem no meio poroso e na própria vegetação.

Os valores de concentração de ST não são regidos diretamente por nenhum dispositivo legal de lançamento de efluentes, entretanto, estão intimamente ligados às concentrações de outros poluentes; como por exemplo, matéria orgânica e sais. Sendo assim, os teores de sólidos têm que ser controlados para que se atinja o padrão exigido para os poluentes a eles correlacionados (MANNARINO, 2003).

4.6.14 Sólidos Totais Fixos

Os resultados apresentados na tabela 28 mostram que a quantidade de Sólidos Totais Fixos (STF) no afluyente variou de 3,6 mg.L⁻¹ a 12,8 mg.L⁻¹, entre as épocas analisadas (Contrastes 1 a 4), sendo reduzido de 25,6 % a 75,1 % nas três últimas épocas avaliadas. Na primeira época, entretanto, houve um aumento na quantidade de STF no lixiviado. Isso pode estar relacionado à alta quantidade de partículas (poeira, pó de brita, terra) existentes no sistema nesse período. Entretanto, esse aumento só foi considerado significativo pelo teste t, quando o afluyente foi tratado no leito cultivado com a taboa (Contraste 1; Tabela 28).

Tabela 28 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de Sólidos Totais Fixos (STF) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	STF mg.L ⁻¹	Redução %	P ¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	3,59 X 6,26	* 74,4	0,0306
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	8,87 X 2,19	75,05	0,0058
2	Afluente X Consórcio	8,87 X 5,27	40,90	0,0265
3	Taboa X Consórcio	2,19 X 5,27	58,44	0,0443
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Consórcio	10,33 X 6,45	37,67	0,0209
2	Afluente X Testemunha	10,33 X 7,69	25,63	3,7x10 ⁻⁵
3	Consórcio X Testemunha	6,45 X 7,69	1,25	0,0197
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	12,75 X 5,91	53,86	0,044
2	Afluente X Juncus	12,75 X 5,55	56,69	0,0408
3	Afluente X Consórcio	12,75 X 5,38	58,03	0,0261
4	Afluente X Testemunha	12,75 X 5,11	60,20	0,0004

*: aumento de STF.

1: nível de significância estatística do teste t-student.

As diferenças de STF observadas entre o afluente dos leitos com plantas e o sem plantas, em geral, não foram significativas ($p > 0,05$), com exceção da terceira época, quando o consórcio foi mais efetivo (Contraste 3; Tabela 28).

A eficiência das macrófitas também, em geral, não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio ($p > 0,05$), com exceção da segunda época de avaliação, quando monocultivo da taboa foi mais significativo que o cultivo consorciado (Contraste 3; Tabela 28). Assim, pode-se perceber que os principais responsáveis pela remoção dos STF também foram o meio suporte e a ação de bactérias aderidas ao meio.

4.6.15 Sólidos Voláteis Totais

Os resultados apresentados na tabela 29 mostram que o teor de Sólidos Voláteis Totais (SVT), em geral, foram reduzidos após o pós-tratamento desse líquido nos leitos testados. O

teor dessa variável no afluente variou de 2,9 mg.L⁻¹ a 8,5 mg.L⁻¹ entre as épocas analisadas (Contrastes 1 a 4), reduzindo de 21,4 % a 79,3 %.

Tabela 29 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de Sólidos Voláteis Totais (SVT) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	SV mg.L⁻¹	Redução %	P¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	8,04 X 3,21	60,1	0,0014
2	Afluente X Juncus	8,04 X 3,17	60,6	0,026
3	Afluente X Consórcio	8,04 X 2,56	68,2	0,0004
4	Afluente X Testemunha	8,04 X 5,37	33,2	0,0450
5	Consórcio X Testemunha	2,56 X 5,37	35,0	0,0426
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	8,46 X 1,94	77,07	0,0050
2	Afluente X Juncus	8,46 X 1,94	77,07	0,0050
3	Afluente X Consórcio	8,46 X 1,75	79,31	0,0009
4	Afluente X Testemunha	8,46 X 2,04	75,89	0,0081
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	4,34 X 7,65	76,27	0,0009
2	Afluente X Juncus	4,34 X 7,65	76,27	0,0009
3	Afluente X Consórcio	4,34 X 6,01	40,56	0,0326
4	Afluente X Testemunha	4,34 X 1,44	66,82	2,36x10 ⁻⁷
5	Taboa X Testemunha	7,65 X 1,44	9,45	0,0003
6	Consórcio X Testemunha	5,01 X 1,44	26,26	0,0047
7	Taboa X Consórcio	7,65 X 6,02	35,71	0,0370
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	2,87 X 2,12	26,13	0,0259
2	Afluente X Consórcio	2,87 X 1,43	50,17	0,0006
3	Afluente X Testemunha	2,87 X 1,82	36,59	2,7x10 ⁻⁶
4	Consórcio X Testemunha	1,43 X 1,82	21,42	0,0082

1: nível de significância estatística do teste t-student.

As diferenças de SV observadas entre o afluente dos leitos com plantas e o sem plantas (Contraste 5 e 6) não foram significativas, na maioria das épocas avaliadas ($p > 0,05$; Tabela 29), com exceção da terceira época, quando o leito sem plantas foi mais efetiva que a

taboa e o consórcio (Contrastes 5 e 6) e da primeira e quarta épocas, em que os leitos consorciados foram mais efetivos que os leitos com brita (Contraste 4).

A eficiência das macrófitas, em geral, não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio ($p > 0,05$), com exceção da terceira época, quando o consórcio foi mais efetivo que o leito cultivado somente com taboa (Contraste 7).

4.6.16 Ferro

Como mostram os resultados apresentados na tabela 30, o teor de ferro (Fe) no afluente variou de 21,3 mg.L⁻¹ a 36,4 mg.L⁻¹ entre as épocas analisadas (Contrastes 1 a 4).

Tabela 30 – Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com o teste t e os teores de ferro (Fe) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Fe mg.L ⁻¹	Redução %	P ¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	36,44 X 2,70	92,59	2,6x10 ⁻⁷
2	Afluente X Juncus	36,44 X 2,55	93,00	3,04x10 ⁻⁶
3	Afluente X Consórcio	36,44 X 4,53	87,57	0,0002
4	Afluente X Testemunha	36,44 X 7,46	79,52	0,0059
5	Juncus X Consórcio	2,55 X 4,53	43,71	0,0444
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	21,26 X 6,11	71,26	0,0234
2	Afluente X Juncus	21,26 X 5,74	73,00	0,0065
3	Afluente X Consórcio	21,26 X 5,92	72,15	0,0008
4	Afluente X Testemunha	21,26 X 8,19	61,47	0,0165

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Em ambas as épocas avaliadas, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram o decréscimo do teor de Fe no afluente, sendo essa redução de 61,5 % a 93 % (Tabela 30).

Em ambas as épocas avaliadas, as diferenças entre o teor de Fe analisado no efluente dos leitos cultivados com macrófitas e nos leitos sem plantas (Testemunha), não foram significativas ($p>0,05$). Isso indica que a redução dos teores de Fe, obtidas nos contrastes 1 a 3, deve-se ao uso da brita como substrato e não à influência das macrófitas. Esses resultados coincidem com os obtidos nas comparações entre as espécies e os tipos de cultivos testados, que indicam que, em geral, não houve diferenças significativas entre o teor de Fe dos efluentes coletados nos leitos cultivados com taboa e juncus ou nos cultivos em consórcio, o que deve estar relacionado ao pouco efeito das plantas em reduzir os teores de Fe do lixiviado (Tabela 30).

Considerando-se o teor de 10 mg.L^{-1} de Fe como sendo o valor máximo de lançamento de efluentes líquido permitido pela Portaria 05/89 (SSMA, 1889), constatou-se que todos os tratamentos testados neste trabalho reduziram o teor Fe no lixiviado em concentrações abaixo do padrão de lançamento estabelecido por esta portaria.

4.6.17 Zinco

Os resultados apresentados na tabela 31 mostram que o teor de zinco (Zn) no afluente variou de 12 mg.L^{-1} a $15,9 \text{ mg.L}^{-1}$, entre as épocas analisadas (Contrastes 1 a 4).

Em ambas as épocas avaliadas, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram decréscimo do teor de Zn no afluente, sendo que essa redução variou de 44 % a 99,5 (Tabela 31).

As diferenças entre o teor de Zn analisado no efluente dos leitos cultivados com plantas e no leito testemunha (Contrastes 5 e 6; Tabela 31) foram significativas somente na primeira época. Na primeira época, os teores de Zn do efluente coletado nos leito cultivados isoladamente e com o consórcio indicam que as plantas diferiram quanto à absorção de Zn do lixiviado, com exceção do monocultivo de juncus e o cultivo consorciado ($p>0,05$). Na última época, essa diferença não foi observada em nenhum leito cultivado, o que pode ser resultado da pouca ação das plantas na redução do teor de Zn.

Tabela 31 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e os teores de Zinco (Zn) obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Zinco mg.L⁻¹	Redução %	P¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	12,03 X 0,06	99,5	1,31X10 ⁻⁵
2	Afluente X Juncus	12,03 X 3,02	74,9	0,0022
3	Afluente X Consórcio	12,03 X 6,74	43,97	0,0397
4	Afluente X Testemunha	12,03 X 9,67	19,62	0,0156
5	Taboa X Testemunha	0,06 X 9,67	79,88	0,0010
6	Juncus X Testemunha	3,02 X 9,67	55,28	0,0060
7	Taboa X Juncus	0,06 X 3,02	24,6	0,0197
8	Taboa X Consórcio	0,06 X 6,74	55,53	0,0261
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	15,9 X 3,11	88,44	0,0272
2	Afluente X Juncus	15,9 X 3,15	80,19	0,0243

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Segundo Staubitz et al. (1989) apud Fleck (2003), a remoção de metais nos leitos cultivados se dá por acumulação nas plantas, adsorção ao substrato mineral, oxidação mediada por microrganismos, formação de sulfetos insolúveis, quelação pelo material orgânico e incorporação ao biofilme.

Considerando-se o teor de 1 mg.L⁻¹ de Zn como sendo o valor máximo de lançamento de efluentes líquido permitido pela Portaria 05/89 (SSMA, 1889), constatou-se que embora os tratamentos testados neste trabalho tenham reduzido o teor desse metal no lixiviado, estas reduções foram inferiores ao teor máximo permitido, com exceção do tratamento com taboa, na primeira época de avaliação (Contraste 1).

4.6.18 Cobre, manganês e enxofre

Não foram detectados teores de manganês (Mn), cobre (Cu) e enxofre (S) no lixiviado (afluente e efluente). Assim, a sensibilidade do método utilizado para a determinação dessas variáveis não possibilitou detectar a presença desses metais, uma vez que, segundo Clareto

(1997) apud Segato e Silva (2002), essas variáveis encontram-se no lixiviado na ordem de 0 a 35 mg.L⁻¹, 0 a 8 mg.L⁻¹ e 18 a 2.000 mg.L⁻¹ (S na forma de sulfato).

4.7 Análise microbiológica do lixiviado

4.7.1 Coliformes totais

Como se observa na tabela 32, a quantidade de coliformes totais do lixiviado foi reduzida após o pós-tratamento nos leitos testados (Contrastes 1 a 4). A população de coliformes em 100 mL do lixiviado variou de 200 a 200.000, entre as épocas analisadas, sendo reduzida de 82,8 % a 99,99 % após o pós-tratamento desse líquido nos leitos.

Em todas as épocas de avaliação, observou-se que os leitos com macrófitas (Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram o decréscimo da população de coliformes totais do afluente (Tabela 32). Entretanto, os resultados da terceira época só foram considerados significativos no tratamento com a taboa (Contraste 1).

As diferenças observadas entre a população de coliformes totais do efluente dos leitos cultivados com plantas e dos sem plantas (Testemunha) não foram significativas ($p > 0,05$), em todas as épocas avaliadas. Esse aspecto indica que a redução de coliformes totais, observada nos tratamentos com plantas, deve-se ao uso da brita como substrato e não ao cultivo das macrófitas.

A eficiência das macrófitas também não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio ($p > 0,05$). A ausência de diferenças significativas, observada, em geral, entre os monocultivos e os cultivos consorciados das macrófitas deve estar relacionada ao pouco efeito das plantas em reduzir os coliformes totais do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou mais do uso das britas do que da vegetação testada.

A Portaria 05/89 (SSMA, 1989) não estabelece padrões de coliformes totais para o lançamento de efluentes em cursos d' água. Considerando o mesmo valor de lançamento permitido para os coliformes fecais, que é de 300 NMP.100 mL⁻¹, observa-se que apenas o tratamento com a taboa e a testemunha na primeira época e com a taboa e consórcio na segunda época de avaliação foi superior ao padrão de lançamento permitido por esta portaria.

Tabela 32 – Contrastes significativos ($\alpha 5\%$) calculados com teste t e o número mais provável de coliformes totais obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Coliformes totais NMP.100 mL⁻¹	Redução %	P¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	200.000 X 455,55	99,79	$2,59 \times 10^{-6}$
2	Afluente X Juncus	200.000 X 200,05	99,89	$3,13 \times 10^{-14}$
3	Afluente X Consórcio	200.000 X 200,05	99,89	$3,13 \times 10^{-14}$
4	Afluente X Testemunha	200.000 X 10.600	94,7	0,0015
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	23.000 X 2.450,55	89,35	0,0069
2	Afluente X Juncus	23.000 X 1,1	99,99	$2,36 \times 10^{-12}$
3	Afluente X Consórcio	23.000 X 3.950,55	82,82	0,0201
4	Afluente X Testemunha	23.000 X 1,1	99,99	$2,36 \times 10^{-12}$
Época 3 (01 a 04 de março)				
1	Afluente X Taboa	200 X 1,1	99,45	$3,16 \times 10^{-8}$
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	110.000 X 100,55	99,90	$4,09 \times 10^{-7}$
2	Afluente X Juncus	110.000 X 1,1	99,99	$1,03 \times 10^{-13}$
3	Afluente X Consórcio	110.000 X 1,1	99,99	$1,03 \times 10^{-13}$
4	Afluente X Testemunha	110.000 X 100,55	99,90	$4,09 \times 10^{-7}$

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Das pesquisas relatadas sobre o tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, apenas o estudo feito por Bulc et al. (1997), em leito cultivado de fluxo sub-superficial, reporta a redução de bactérias. Estes autores encontram índices de redução de bactérias em torno de 85 %; entretanto, não mencionam o tipo de grupo avaliado. Comparando com a média obtida neste trabalho (97,35 %), verifica-se uma eficiência 12,35 % maior do que os resultados encontrados por tais autores.

4.7.2 Coliformes fecais

Como mostram os resultados apresentados na tabela 33, o tratamento do lixiviado nos leitos com e sem plantas apresentaram, na maioria das épocas analisadas, praticamente a mesma porcentagem de remoção de coliformes fecais (Contrastes 1 a 4). O número de células de coliformes fecais no efluente variou de 7.800 NMP.100 mL⁻¹ a 160.000 NMP.100 mL⁻¹, entre as épocas analisadas (Tabela 33), sendo reduzido de 68,6 % a 99,99 %, após o tempo de residência do lixiviado nos leitos testados.

Tabela 33 – Contrastes significativos (α 5%) calculados com o teste t e o número mais provável de coliformes fecais obtidos em lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, pós-tratado com leitos cultivados com macrófitas, em quatro épocas de avaliação.

Contraste	Comparação	Coliformes fecais NMP 100 mL ⁻¹	Redução %	P ¹
Época 1 (18 a 21 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	160.000 X 1,1	99,99	4,88x10 ⁻¹⁴
2	Afluente X Juncus	160.000 X 100,55	99,94	1,93x10 ⁻⁷
3	Afluente X Consórcio	160.000 X 200,5	99,87	4,9x10 ⁻¹⁴
4	Afluente X Testemunha	160.000 X 3.500	97,81	0,0002
5	Taboa X Consórcio	1,1 X 200,05	99,4	6,31x10 ⁻⁸
Época 2 (24 a 28 de janeiro)				
1	Afluente X Taboa	7.800 X 2.450,55	68,58	0,0803
2	Afluente X Juncus	7.800 X 1,1	99,98	2,06x10 ⁻¹¹
3	Afluente X Consórcio	7.800 X 1.650,55	78,84	0,0325
4	Afluente X Testemunha	7.800 X 1,1	99,98	2,06x10 ⁻¹¹
Época 3 (01 a 04 de março)				
Época 4 (08 a 11 de março)				
1	Afluente X Taboa	110.000 X 1,1	99,99	1,03x10 ⁻¹³
2	Afluente X Juncus	110.000 X 1,1	99,99	1,03x10 ⁻¹³
3	Afluente X Consórcio	110.000 X 1,1	99,99	1,03x10 ⁻¹³
4	Afluente X Testemunha	110.000 X 1,1	99,99	1,03x10 ⁻¹³

1: nível de significância estatística do teste t-student.

Com exceção da terceira época, em que os resultados obtidos não foram considerados significativos ($p > 0,05$), nas demais épocas observou-se que os leitos com macrófitas

(Contrastes 1 a 3) e com brita (Contraste 4) proporcionaram o decréscimo da população de coliformes do afluente (Tabela 33).

Em todas as épocas avaliadas, as diferenças entre a população de coliformes fecais do afluente dos leitos cultivados com plantas e nos sem plantas (Testemunha) não foram significativas ($p > 0,05$). Esse aspecto indica que a redução de coliformes fecais, observada nos tratamentos com plantas, deve-se ao uso da brita como substrato e não ao cultivo das macrófitas.

A eficiência das macrófitas praticamente não variou quando elas foram cultivadas em monocultivo ou em consórcio ($p > 0,05$; Tabela 33), embora, na primeira época de avaliação, o monocultivo com taboa foi 99,4 % mais eficiente do que o cultivo em consórcio (Contraste 5). A ausência de diferenças significativas podem estar relacionadas ao pouco efeito das plantas em reduzir os coliformes do lixiviado, uma vez que a redução dessa variável resultou mais do uso das britas do que da vegetação testada.

Segundo a Portaria 05/89 (SSMA, 1989), o número máximo de coliformes fecais permitido para lançamento nos cursos d' água deve ser igual ou menor que 300 NMP. 100 mL⁻¹. Assim, como se pode observar na tabela 33 (Contrastes 1 a 4), a quantidade de coliformes fecais no afluente, em todas as épocas avaliadas, encontrava-se acima dos padrões estabelecidos por essa resolução, sendo que praticamente todos os tratamentos avaliados (Contrastes 1 a 4) reduziram o teor de coliformes fecais no lixiviado a níveis permitidos de lançamento, com exceção do leito testemunha na primeira época (Contraste 4).

Em sistema de fluxo sub-superficial, com tempo de residência de 10 dias, utilizando a taboa e um leito controle, Ceballos et al. ([S.d.]) obtiveram índices de redução de coliformes fecais em esgoto doméstico de 98,13 % e 98,97 %, respectivamente. Salati Jr. et al. (1999) citam 99 % de remoção de coliformes fecais em leitos cultivados de fluxo superficial para tratamento de esgoto doméstico. Sousa et al. ([S.d.]), em sistema com esgoto pré-tratado anaerobicamente, em reator UASB, obtiveram remoções de 99,99 %. Comparando-se esses resultados com os obtidos neste estudo (média de 94,1 % nos leitos cultivados), observou-se que os resultados obtidos foram semelhantes e um pouco abaixo dos obtidos por esses autores.

4.8 Volume de lixiviado nos leitos

Durante a operação dos leitos cultivados, as variáveis climáticas promoveram diferenças no volume de lixiviado dos leitos, devido às transferências de água entre o sistema e o meio externo, principalmente por evaporação e evapotranspiração. Os percentuais de redução do volume de lixiviado nos leitos são mostrados na figura 40.

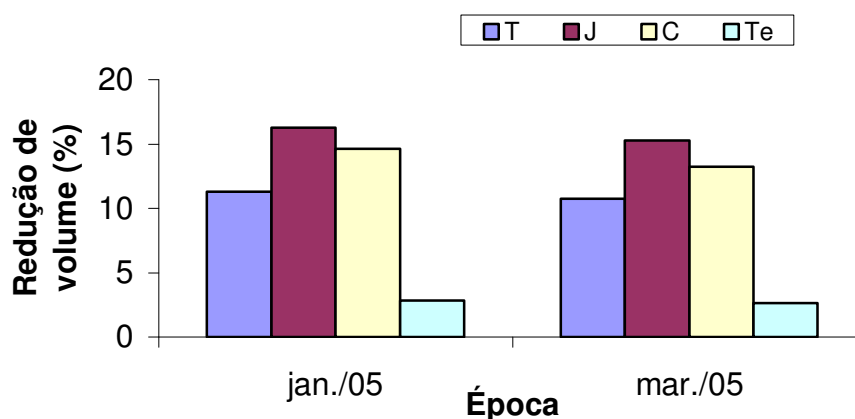


Figura 40 – Percentual médio de evaporação e evapotranspiração do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos nos leitos com taboa (T), juncus (J), consórcio (C) e testemunha (Te).

A redução média do volume do lixiviado calculado como sendo a diferença entre o volume de entrada e o volume de saída, nos meses de observação, foi na ordem de 10,8 % a 11,3 % nos leitos com taboa; 15,3 % a 16,3 % nos leitos com juncus; 13,2 % a 14,6 % nos leitos consorciados e 2,6 % a 2,8 % nos leitos com brita (Testemunha). De acordo com esses resultados, verificou-se que a maior redução da vazão ocorreu no leito contendo juncus, seguido do leito com consórcio, taboa e testemunha. No tratamento com o juncus, essa redução significa que, aproximadamente, 74,4 % do volume de lixiviado que entrou no leito saiu na forma de efluente e, em torno de 15,7 % evaporou. A redução média de volume de lixiviado encontrada por Mannarino (2003), em leito cultivado com gramínea, foi de 80 %; ou seja, 20 % do lixiviado que entrou saiu.

Salienta-se que a avaliação de redução do volume de lixiviado nos leitos não foi executada em um mesmo período para todos os tratamentos, e, além disso, houve problemas

no controle da vazão de entrada do lixiviado. Assim, supõe-se que a evapotranspiração possa ter sido superior, uma vez que as temperaturas mínimas e máximas registradas durante o desenvolvimento do experimento foram elevadas (Figuras 41 e 42), e que os autores Pires et al. (2003) e Ferreira et al. (2003) relatam níveis de perda de massa de volume de lixiviado em torno de 20 % a 32 % e 10 % respectivamente, em leitos cultivados em ambiente externo.

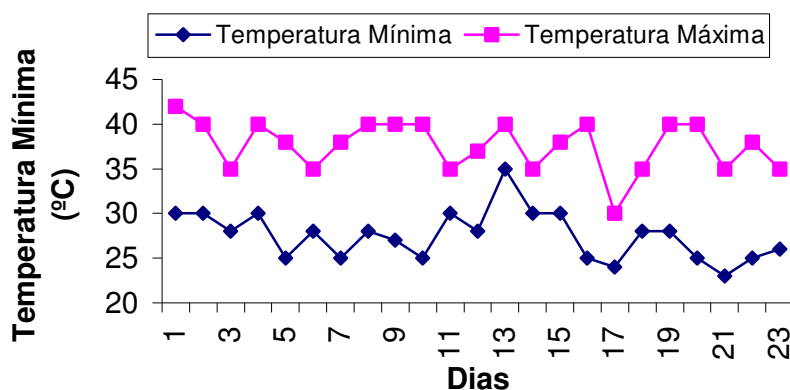


Figura 41 - Temperatura no interior da estufa, onde foi realizado o experimento com leitos cultivados, no período de janeiro de 2005.

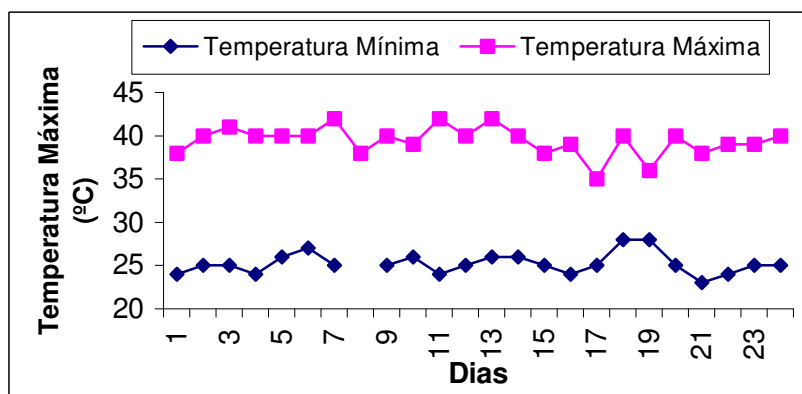


Figura 42 - Temperatura no interior da estufa, onde foi realizado o experimento com leitos cultivados, no período de fevereiro a março de 2005.

A temperatura no interior da estufa (Figuras 41 e 42), teve uma variação entre 24 °C (temperatura mínima) e 40° C (temperatura máxima), sendo que em alguns finais de semanas (Período sem registro), observou-se temperaturas mais elevadas, o que resultou em murchamento e secamento de algumas plantas, principalmente da espécie taboa.

CONCLUSÃO

5.1 Conclusões

O sistema testado neste trabalho permitiu avaliar o potencial de utilização de leitos cultivados com macrófitas para o pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, e ainda identificar vantagens e desvantagens operacionais relativas ao tratamento proposto. Os resultados obtidos possibilitam concluir que:

- a) todas as variáveis analisadas no lixiviado, na maioria dos períodos, foram influenciadas pelos tratamentos, os quais decresceram os teores dos contaminantes. Entretanto, somente as concentrações de fósforo, ferro, cloretos e os valores de pH e da temperatura atenderam ao padrão de lançamento estabelecido pela Portaria 05/89;
- b) na maioria dos períodos, não foram verificadas diferenças significativas entre o monocultivo e o consórcio, nem entre as espécies de macrófita, o que indica que a eficiência dos sistemas testados, em geral, independe das plantas e dos tipos de cultivos;
- c) os leitos cultivados apresentaram, na maioria dos períodos avaliados, a mesma eficiência na redução dos contaminantes do afluente que os leitos sem plantas. Entretanto, o teor de fósforo do afluente foi reduzido em 30 % a mais nos leitos com plantas do que nos leitos sem plantas, o que evidencia o papel das macrófitas na redução dessa variável;
- d) a espécie *Eleocharis sp.* (*juncus*) apresentou uma boa resistência a alta condutividade elétrica do lixiviado apresentando-se como uma boa alternativa no pós-tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos.

5.2 Recomendações para trabalhos futuros

Ao final deste trabalho, sugerem-se os seguintes estudos para serem desenvolvidos a partir dos resultados obtidos nesta pesquisa:

- Determinação do índice máximo dos teores de íons suportado pelas espécies;
- Avaliação dos tratamentos em sistemas com dois leitos paralelos;
- Avaliação dos tratamentos em sistemas com aumento do tempo de residência;
- Avaliação do sistema com diluições do lixiviado;
- Avaliação e comparação de outras espécies de plantas;
- Avaliação dos nutrientes N e P e de outros metais na fitomassa aérea da planta e nos rizomas;
- Avaliação dos tratamentos testados em condições de campo, com o intuito de imitar as condições reais de tratamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANJOS, J.A.S.A. dos. *Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação*. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia/Engenharia Mineral) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

APHA; AWWA & WPCF. *Standar methods for examination of water and wastewater*. 19^aed, Washinton D.C./USA, American Public Heath Association, 1998.

BOTELHO, H.P. *Tratamento de esgoto*. [S.n.t].

BULC T.; VRHOVSEK, D.; KUKANJA V. *The use of Constructed Wetland for landfill leachate treatment*. Wat.Sci.Tech. v. 35, n. 5, p. 301-306, 1997.

CAMPOS J.R. (org). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES-RJ, 1999.

CASSINI, S.T. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás - PROSAB*. Vitória, 2003.

CEBALLOS, B.S.O; MEIRA, C.M.B.S; SOUSA, J.TDE; OLIVEIRA, H; GUIMARÃES A. O; KONIG, A. *Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação*. In 27^o CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 032, CAMPINA GRANDE, [S.d.].

DAVID Fenwick. *A photo fauna of the devon and cornwall peninsula*. Disponível em: <http://www.aphotoflora.com/Juncus%20effusus20-06-04.jpg>. Acesso em: 20 set. 2005.

FEIJÓ, J; PINHEIRO. A. *Desenvolvimento de espécies de macrófitas utilizadas em um sistema de wetlands implantado na região sul do Brasil*. In 22^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 075, Blumenau. Anais...JOINVILE: ABES, 2003.

FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER.E; MANNARINO.C.F. *Wetland: Resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí-RJ*. In 22^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 081, Rio de Janeiro. Anais...JOINVILE: ABES, 2003.

FILHO, I. N.; MUHLEN, C VON; CARAMÃO, E.B. *Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por EFS e CG/EM*. QUIMICA NOVA, v. 24, n. 4, p. 554-556, 2001.

FLECK, E. *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FONSECA, C.P; Galvão, L.M; PEREIRA, D.F; PHILOMENO, M.G. As macrófitas aquáticas do Paraná. Disponível em: <<http://www.semarh.df.gov.br/site/cap04/03.html>>. Acesso em: 5 maio. 2004.

GOPAL, B. *Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potentials and problems*. Wat.Sci.Tech. v. 40, n. 3, p. 27-35, 1999.

HABERL, R. *Constructed wetlands: A chance to solve wastewater problems in developing countries*. Wat.Sci.Tech. v. 40, n.3, p. 11-17, 1999.

HEMKEMEIER, M. *Estudo da utilização de leitos cultivados (constructed wetlands) para tratamento terciário de efluente de fecularia*. 1999. Exame de qualificação (Doutorado Engenharia de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

HUSSAR, G. J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo.) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade de Campinas. Campinas, 2001.

JOLY, A. B. *Botânica: introdução à taxonomia vegetal*. 11.ed. São Paulo: Nacional, 1993.

JUCÁ, J.F.T. *Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil. Situação atual e perspectivas*. 10º SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Braga, Portugal, 2002.

JUCÁ J.F.T; MELO, V.L.A; BELTRÃO, K.G.Q,B; PAES, R.F.C. *Sistema de Tratamento de chorume propostos para o aterro sanitário de Muribeca*. Pernambuco, [S.d.].

KAICK, T.S.V. *Estação de Tratamento de Esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná*. 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia / Inovação Tecnológica) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

LAUTENSCHLAGER, S.R. *Modelagem do desempenho de Wetlands Construídas*. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia / Engenharia Hidráulica e Sanitária) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LINS, E.A.M. *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da muribeca*. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências Em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

LONDE, L.R. *Eficiência da filtração lenta no tratamento de efluentes de leitos cultivados*. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MC BEAN, E.A; Rovers F.A; Farquhar G.J. *Solid waste landfill engineering and design*. New Jersey – NJ, Prentice-Hall, 1995.

MANNARINO, C.F. *Uso de wetland sub-superficial no tratamento de efluente de estação de tratamento de chorume por lodos ativados*. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

MANSOR, M.T.C. *Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias*. 1998. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola/Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

MARSCHNER, H. *Mineral nutrition of higher plants*. London: Academic Press, 1995.

MATTEI G; SCOSTEGUY P.A.V. *COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO ATERRO SÃO JOÃO DA BELA VISTA*, 2004.

MAZZOLA, M. *Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado*. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

NOGUEIRA, S.F. *Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto*. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciência/Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

OTTOVÁ, V.; BALCAROVÁ J.; VYMAZAL J. *Microbial Characteristics of Constructed Wetlands*. *Wat.Sci.Tech.* v.35, n. 5, p. 117-123, 1997.

PIRES J.C.A; FERREIRA J.A.; RITTER E.; CAMPOS J.C; MANNARINO, C.F. *Projeto Experimental de tratamento do chorume produzido no aterro metropolitano de Gramacho através de wetland*. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro. Anais...JOINVILE: ABES, 2003.

PLATZER, C. *Design Recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification an denitrification*. *Wat.Sci.Tech.* v. 40, n.3, p. 257-263, 1999.

REICHERT, G. A. *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

RIO GRANDE DO SUL. *Secretaria Estadual da Saúde e do Meio Ambiente*. 1989. *Portaria 05/1989 SSMA*: Critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as

fontes poluentes que lançam seus efluentes nos corpos d'água interiores no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1989.

ROSTON, D.M; MANSOR, M.T.C. *Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio*. In 20° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 104, Campinas. Anais...Rio de Janeiro: ABES, p. 519-524, 1999.

SALATI JR. E., SALATI E., SALATI E. *Wetland Projects Developed in Brazil*. Wat.Sci.Tech. v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SEGATO, L.M.; SILVA, C.L *Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru*. In XVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre: ABES, 2002.

SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S. *Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – critérios para dimensionamento*. In: 22° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 238, Florianópolis. Anais...JOINVILE: ABES, 2003.

SILVA, A.C. *Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA JR. A. A. *Plantas medicinais. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina*. EPAGRI – EEI. [S.n.t.]. 1 CD-ROM.

TEDESCO, M.J. GIANELLO, C.; BISSANI, C.A; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre – Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

TOBIAS, A.C. *Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios seqüenciais seguido de leitos cultivados*. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola/Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

UFSCAR: Universidade Federal de São Carlos. *Programa de Biodiversidade – PROBIO*. Disponível em: <http://www.ufscar.br/~probio/info_bioindicador.html>. Acesso em 13 ago. 2005.

VALENTIM, M.A.A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996.