



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**CONTROLE DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO POR  
BANHADO CONSTRUÍDO**

**GIRLENE RODRIGUES LEITE**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Porto Alegre, Dezembro de 1999.

*À minha querida mãe Galdina Rodrigues Leite, a quem devo o que hoje sou e o que sei; à mãe querida e carinhosa que Deus me deu, que tanto tem auxiliado o meu progresso moral e intelectual, ofereço esta dissertação, e ao meu pai Ezequiel da Guia Leite todo amor e saudades.*

*“O mesmo caminho que você percorreu para obter uma pequena vitória é o mesmo que vai precisar para conseguir um grande sucesso! “*

*Zibia Gaspararetto*

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Professor David M. L. da Motta Marques da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Agradecimentos são devidos à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pela concessão dos recursos necessários ao desenvolvimento desta dissertação, no contexto do Programa de Saneamento Básico (PROSAB), e à Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) pela concessão do espaço, meios e pessoal da Estação de Tratamento de Esgoto Parque da Matriz (Cachoeirinha-RS).

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pela bolsa de estudos concedida.

Um agradecimento especial ao meu orientador David M. L. da Motta Marques, o qual muito contribuiu no que diz respeito a realização deste trabalho.

Aos professores do IPH o meu reconhecimento pelo apoio e conhecimentos transmitidos durante o transcorrer do curso. Aos funcionários do IPH/UFRGS pela amizade e apoio proporcionados durante a realização deste trabalho. Em especial a bolsista Elisângela C. M. Senna pelo trabalho incansável realizado no laboratório.

À todos os colegas do IPH e da Casa do Estudante. Aos colegas Jaildo dos Santos, Luziel Ahy e Simone Giovanini, pelo apoio computacional. As amigas Luciane Felipe de Souza e Marilice Betiolo pelo apoio fraterno nos momentos difíceis.

À minha família pelo apoio de sempre e, em especial, a minha querida mãe pelas palavras de força, amor e esperança. Um agradecimento eterno a Luziel Ahy pelo carinho, amor e paciência demonstrado nas horas mais difíceis.

## RESUMO

O crescimento populacional aliado à falta de planejamento demográfico, tem intensificado os problemas ambientais, principalmente aqueles relacionados ao lançamento de efluentes *in natura* nos corpos d'água. A magnitude deste problema é agravado devido o alto custo dos sistemas de tratamento de efluentes. Os banhados construídos apresentam-se como uma solução para esse tipo de problema, particularmente em aplicações locais e de pequena escala, devido o seu baixo custo de implantação e operação.

Este estudo tem por objetivo contribuir para o entendimento do funcionamento desse tipo de sistema de tratamento. Para isso, foi analisado o potencial de redução de cargas poluidoras na fase inicial (em estabelecimento) e na fase já estabelecida dos sistemas. Foram utilizadas as espécies de macrófitas *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*. A eficiência do sistema foi avaliada através de balanço de massa e da adaptação das macrófitas às condições de operação do sistema (cargas aplicadas). Foram analisadas as variáveis: alcalinidade, SST, SSV, cor, condutividade, pH, OD, temperatura, turbidez, DQO, NTK,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , PT,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , cloreto, coliformes totais e coliformes fecais.

Observou-se variações na redução de poluentes, tanto para os sistemas em estabelecimento, quanto nos sistemas estabelecidos. Os sistemas em estabelecimento apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre eficiências médias das espécies analisadas, para as variáveis cor, alcalinidade,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , cloretos e condutividade. O aumento de carga aplicada no sistema ocasionou redução de eficiência, influenciando significativamente ( $p < 0,05$ ) as variáveis turbidez, cor, coliformes totais e coliformes fecais, SST, SSV, DQO, NTK,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , PT,  $\text{PO}_4^{3-}$ , condutividade e cloretos.

Os sistemas estabelecidos apresentaram resultados similares aos sistemas em estabelecimento, apresentando diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre espécie e controle para as variáveis alcalinidade, SST, DQO,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , PT,  $\text{SO}_4^{2-}$ , condutividade e cloretos. O aumento de carga influenciou significativamente na redução de eficiência do sistema, para as variáveis turbidez, alcalinidade, coliformes totais e fecais, SST, DQO, NTK,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , PT, condutividade e cloretos.

As espécies de macrófitas mostraram alta capacidade de sobrevivência às condições de teste, ocupando integralmente os espaços dos banhados. Das macrófitas analisadas (sistemas em estabelecimento), a espécie *Typha subulata* apresentou maior potencial na retenção de NT e PT. Os mecanismos de remoção predominantes no sistema foram absorção e adsorção para NT e PT, respectivamente.

Para os sistemas estabelecidos, a quantidade de nitrogênio e fósforo total removido pelo sistema foi retido em sua maioria pelo substrato, sendo a adsorção o principal mecanismo de remoção de nutrientes.

Os banhados construídos passam por um período de estabelecimento e adaptação às condições do meio, começando a fornecer melhor desempenho após um ano de operação.

## ABSTRACT

Population growth, together with the lack of demographic planning, has worsened environmental problems, especially those related to discharging untreated effluents into bodies of water. The problem is even greater due to the high cost of effluent treatment systems. Constructed wetlands are a solution to this type of problem, particularly in local, small scale applications, because of low cost implementation and operation.

The purpose of this study is to contribute to understanding how this type of treatment system functions. For this purpose the potential for pollution load reduction during the initial phase and the already established phase of the systems was analyzed. The macrophyte species *Typha subulata* and *Zizaniopsis bonariensis* were used. System efficiency was assessed by means of mass balance pollutant removal, and the adaptation of macrophytes to the operational conditions of the system (applied loads). The following variables were monitored: alkalinity, TSS, VSS, color, conductivity, pH, OD, temperature, turbidity, COD, NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, TP, PO<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub>, chloride, total coliforms and fecal coliforms.

Variations were observed in the reductions of pollutants, both for systems in development and the already established ones. The systems currently being established, for the tested species, presented a significant difference ( $p < 0.05$ ), between mean efficiencies for the following variables: color, alkalinity, NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, chlorides and conductivity. The increased load applied to the system reduced the efficiency, significantly influencing ( $p < 0.05$ ) the following variables: turbidity, color, total coliforms and fecal coliforms, TSS, VSS, COD, NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, TP, conductivity and chlorides.

The established systems presented results similar to the systems being established, with a significant difference ( $p < 0.05$ ) between species and control for the following variables: alkalinity, TSS, COD, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt, SO<sub>4</sub>, conductivity and chlorides. The increased load significantly influenced the reduction of system efficiency for the following variables: turbidity, alkalinity, total and fecal coliforms, TSS, COD, NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, Pt, conductivity and chlorides.

The macrophyte species presented a high capacity to survive test conditions, fully occupying the wetland spaces. Of the macrophytes analyzed (system currently being established), species *Typha subulata* presented the highest potential to retain Nt and Pt. The proposed removal mechanisms predominating in the systems are absorption and adsorption for Nt and Pt, respectively. For the established system, the amount of nitrogen and total phosphorus removed by the system was mostly retained by the substrate, adsorption being the main nutrient removal mechanism.

# SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO</b> .....	ii
<b>RESUMO</b> .....	iii
<b>ABSTRACT</b> .....	v
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	x
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	xii
<b>LISTA DE SÍMBOLOS</b> .....	xviii
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 GENERALIDADES</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2 BANHADOS NATURAIS</b> .....	<b>2</b>
1.2.1 Funções e valores dos banhados naturais .....	3
1.2.2 Estrutura de banhados naturais .....	4
1.2.2.1 Vegetação .....	4
1.2.2.2 Solos .....	4
1.2.2.3 Hidrologia .....	6
<b>1.3 BANHADOS CONSTRUÍDOS</b> .....	<b>6</b>
1.3.1 Funções dos banhados construídos .....	7
1.3.2 Estrutura de banhados construídos .....	8
1.3.2.1 Plantas aquáticas .....	8
1.3.2.2 Substrato .....	10
1.3.2.3 Carga hidráulica e drenagem .....	11
1.3.2.4 Dimensionamento – escoamento subsuperficial .....	12
<b>1.4 EFICIÊNCIA DE BANHADOS CONSTRUÍDOS</b> .....	<b>14</b>
1.4.1 Controle de efluentes doméstico e urbano .....	14
1.4.1.1 Sólidos suspensos (SS) .....	16
1.4.1.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) .....	16
1.4.1.3 Demanda química de oxigênio (DDO) .....	17
1.4.1.4 Nitrogênio .....	17
1.4.1.5 Fósforo .....	18
1.4.1.6 Coliformes totais e coliformes fecais .....	18
1.4.1.7 Metais .....	19

1.4.2	Controle de efluentes domésticos – sistemas simplificados .....	19
1.4.3	Método de avaliação de eficiência.....	21
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>22</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>23</b>
<b>3.1</b>	<b>LOCAL DO EXPERIMENTO.....</b>	<b>23</b>
<b>3.2</b>	<b>SISTEMA EXPERIMENTAL .....</b>	<b>24</b>
3.2.1	Sistemas estabelecidos.....	24
3.2.2	Sistemas em estabelecimento .....	26
3.2.3	Macrófitas aquáticas.....	27
3.2.4	Substrato e proteção dos sistemas .....	28
<b>3.3</b>	<b>CARGA HIDRÁULICA .....</b>	<b>29</b>
<b>3.4</b>	<b>COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS.....</b>	<b>29</b>
3.4.1	Afluente e efluente.....	29
3.4.2	Biomassa e substrato.....	31
3.4.2.1	Sistemas estabelecidos.....	31
3.4.2.2	Sistemas em estabelecimento .....	32
<b>3.5</b>	<b>BALANÇO DE MASSA.....</b>	<b>32</b>
<b>3.6</b>	<b>VARIÁVEIS RESPOSTA.....</b>	<b>33</b>
<b>3.7</b>	<b>DELINEAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS .....</b>	<b>33</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>34</b>
<b>4.1</b>	<b>DESEMPENHO DOS SISTEMAS EM ESTABELECIMENTO .....</b>	<b>34</b>
4.1.1	Turbidez.....	34
4.1.2	Cor .....	35
4.1.3	Coliformes totais e coliformes fecais .....	35
4.1.4	Nutrientes.....	36
4.1.4.1	Nitrogênio de kjeldahl, amônia e nitrato .....	36
4.1.4.2	Fósforo total e ortofosfato .....	38
4.1.5	Demanda química de oxigênio .....	43
4.1.6	Sólidos suspensos totais e voláteis .....	44
4.1.7	Condutividade.....	45
4.1.8	Alcalinidade e pH .....	45
4.1.9	Sulfato.....	46

4.1.10	Cloreto .....	46
<b>4.2</b>	<b>DESEMPENHO DOS SISTEMAS ESTABELECIDOS .....</b>	<b>47</b>
4.2.1	Turbidez.....	47
4.2.2	Cor .....	47
4.2.3	Coliformes totais e coliformes fecais .....	48
4.2.4	Nutrientes.....	48
4.2.4.1	Nitrogênio de kjeldahl, amônia e nitrato .....	48
4.2.4.2	Fósforo total e ortofosfato .....	50
4.2.5	Demanda química de oxigênio .....	51
4.2.6	Sólidos suspensos totais e voláteis .....	55
4.2.7	Condutividade.....	55
4.2.8	Alcalinidade e pH .....	56
4.2.9	Sulfato.....	56
4.2.10	Cloreto .....	57
<b>4.3</b>	<b>MODELOS EMPÍRICOS DE EFICIÊNCIA.....</b>	<b>58</b>
4.3.1	Sistemas em estabelecimento .....	58
4.3.2	Sistemas estabelecidos.....	64
<b>4.4</b>	<b>CARACTERÍSTICAS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS – Sistema em estabelecimento .....</b>	<b>66</b>
4.4.1	Crescimento das macrófitas aquáticas .....	66
4.4.2	Concentração de nutrientes nos tecidos das macrófitas e substrato .....	71
4.4.3	Balanço de massa do sistema em estabelecimento .....	74
<b>4.5</b>	<b>CARACTERÍSTICAS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS – Sistema estabelecido .....</b>	<b>80</b>
4.5.1	Crescimento das macrófitas aquáticas .....	80
4.5.2	Concentração de nutrientes nos tecidos das macrófitas e substrato .....	84
4.5.3	Balanço de massa do sistema estabelecido .....	88
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>91</b>
<b>6</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>94</b>
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>95</b>
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>100</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Comparação de solos minerais e orgânicos em banhados.....	5
Tabela 1.2 – Carga hidráulica para projeto preliminar de banhados construídos para o tratamento de águas residuárias urbanas .....	11
Tabela 1.3 – Características da carga de banhados construídos e sua eficiência .....	15
Tabela 1.4 – Eficiência de tratamento dos leitos A, B e C.....	20
Tabela 3.1 – Carga hidráulica utilizada nos sistemas experimentais.....	29
Tabela 3.2 – Métodos utilizados para análise de amostras de água .....	30
Tabela 4.1 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados em estabelecimento referente ao fator espécie .....	40
Tabela 4.2 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados em estabelecimento referente ao fator carga .....	41
Tabela 4.3 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados em estabelecimento referente a interação carga e espécie.....	42
Tabela 4.4 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados estabelecidos referente ao fator espécie .....	52
Tabela 4.5 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados estabelecidos referente ao fator carga .....	53
Tabela 4.6 - Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados estabelecidos referente a interação carga e espécie .....	54

Tabela 4.7 – Carga média de nitrogênio total ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) estimada e observada para as espécies testadas.....	58
Tabela 4.8 – Carga média de fósforo total ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) estimada e observada para as espécies testadas.....	59
Tabela 4.9 – Comprimento aéreo total e biomassa total médio (peso seco) das espécies para o final do período amostral, referente aos sistemas em estabelecimento .....	66
Tabela 4.10 – Valores médios de biomassa foliar total ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) estimada pelo modelo de Breen (1990) e observada para as espécies testadas .....	68
Tabela 4.11 – Concentração de nitrogênio total ( $\text{g}/\text{kg}$ ), fósforo total ( $\text{g}/\text{kg}$ ), Enxofre ( $\text{g}/\text{kg}$ ) e carbono orgânico total ( $\text{g}/\text{kg}$ ) para as espécies testadas.....	71
Tabela 4.12 – Comprimento aéreo total e biomassa total médio (peso seco) da espécie <i>Typha subulata</i> para a amostragem inicial e final do sistema estabelecido.....	80
Tabela 4.13 – Concentração de nitrogênio total ( $\text{g}/\text{kg}$ ), fósforo total ( $\text{g}/\text{kg}$ ), Enxofre ( $\text{g}/\text{kg}$ ) e carbono orgânico ( $\text{g}/\text{kg}$ ) para a componente folhas, raiz/rizoma e substrato, referente aos sistemas estabelecidos .....	85

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Diagrama do modelo de banhados proposto por Howard-Williams (1985) apud Breen (1990) .....	21
Figura 3.1 – Croqui da Estação de Tratamento de Esgoto Parque da Matriz (Cachoeirinha-RS) do experimento. <b>Sistemas estabelecidos:</b> Cx1 e Cx2 - sistemas contendo <i>T. subulata</i> e Cx 3 e Cx4 - sistemas controle: somente substrato. <b>Sistemas em estabelecimento:</b> L1 - sistemas simples: <i>Z. bonariensis</i> ; L2 - sistemas simples: <i>T. subulata</i> ; L3 - sistemas múltiplos: <i>T. subulata</i> , <i>Z. bonariensis</i> ; L4 - sistemas controle: somente substrato.....	23
Figura 3.2 – Banhados construídos estabelecidos e controles ( <i>Typha subulata</i> ) .....	24
Figura 3.3 – Banhados construídos estabelecidos e controles ( <i>Typha subulata</i> ) após 3 meses de alimentação com efluente doméstico.....	25
Figura 3.4 - Drenagem e torneira para coleta de amostras de banhados construídos estabelecidos .....	25
Figura 3.5 - Disposição e montagem dos banhados em estabelecimento .....	26
Figura 3.6 - Detalhes construtivos do sistema .....	26
Figura 3.7 - Drenagem de banhados construídos em estabelecimento .....	27
Figura 3.8 - Banhados em estabelecimento – espécie <i>Zizaniopsis bonariensis</i> . a) estágio de crescimento em outubro/97; b) estágio de crescimento em dezembro/97.....	27
Figura 3.9 - Banhados em estabelecimento – sistemas mistura ( <i>Typha subulata</i> e <i>Zizaniopsis bonariensis</i> ) com estágio de crescimento em dezembro/97 .....	28
Figura 3.10 - Amostras coletadas do afluente e efluente. a) leitos em estabelecimento; b) leitos estabelecidos.....	30
Figura 3.11 - Amostras do perfil vertical do substrato recolhido para análise.....	31
Figura 4.1 – Relação entre cargas médias afluente e efluente da espécie <i>Zizaniopsis bonariensis</i> para um limite de confiança de 95%: a) Equação (8); b) Equação (9); c) Equação (10).....	61

- Figura 4.2 – Relação entre cargas médias afluentes e efluentes da espécie *Typha subulata* para um limite de confiança de 95%: a) Equação (11); b) Equação (12); c) Equação (13) ..... 62
- Figura 4.3 – Relação entre cargas médias afluentes e efluentes da espécie mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) para um limite de confiança de 95%: a) Equação (14); b) Equação (15); c) Equação (16)..... 63
- Figura 4.4 – Relação entre cargas médias afluentes e efluentes do sistema estabelecido (*Typha subulata*) para um limite de confiança de 95%: a) Equação (17); b) Equação (18); c) Equação (19)..... 65
- Figura 4.5 – Conteúdo de biomassa total ( $\text{g/m}^2$ , peso seco) nas componentes (folhas, talo, inflorescência e rizosfera) dos leitos com *Z. bonariensis*, *T. subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) ..... 67
- Figura 4.6 – Relação biomassa versus comprimento foliar: biomassa das folhas (BF) calculado a partir do comprimento das folhas (CF). a) *Zizaniopsis bonariensis* – final; *Typha subulata* – final; c) mistura - final..... 70
- Figura 4.7 – Concentração de nitrogênio e fósforo total ( $\text{g/kg}$ ) contido na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato dos leitos testados: a) nitrogênio: macrófitas; b) nitrogênio: substrato; c) fósforo: macrófitas; d) fósforo: substrato ..... 72
- Figura 4.8 – Concentração de enxofre e carbono orgânico ( $\text{g/kg}$ ) contido na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato dos leitos testados: a) enxofre: macrófitas; b) enxofre: substrato; c) carbono orgânico: macrófitas; d) carbono orgânico: substrato ..... 73
- Figura 4.9 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (em estabelecimento), com a macrófita aquática *Zizaniopsis bonariensis* ..... 77
- Figura 4.10 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (em estabelecimento), com a macrófita aquática *Typha subulata*..... 78
- Figura 4.11 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (em estabelecimento), com a macrófita aquática *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (leitos mistura)..... 79
- Figura 4.12 – Conteúdo de biomassa total ( $\text{g/m}^2$ , peso seco) nas componentes (folhas, talo, inflorescência e rizosfera) do sistema estabelecido (*Typha subulata*)..... 80

Figura 4.13 – Relação biomassa versus comprimento foliar: biomassa das folhas (BF) calculado a partir do comprimento das folhas (CF). a) <i>Typha subulata</i> – inicial; b) <i>Typha subulata</i> – final; c) <i>Typha subulata</i> – inicial e final.....	83
Figura 4.14 – Concentração de nitrogênio e fósforo total (g/kg) na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato. a) nitrogênio: macrófitas; b) nitrogênio: substrato; c) fósforo: macrófitas; d) fósforo: substrato .....	86
Figura 4.15 – Concentração de enxofre e carbono orgânico (g/kg) na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato. : a) enxofre: macrófitas; b) enxofre: substrato; c) carbono orgânico: macrófitas; d) carbono orgânico: substrato.....	87
Figura 4.16 –Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (estabelecidos), com a macrófita aquática <i>Typha subulata</i> .....	90
Figura 8.1 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Espécie</i> nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados em estabelecimento .....	101
Figura 8.2 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados em estabelecimento .....	102
Figura 8.3 – Distribuição dos dados e significância do efeito dos fatores <i>Carga</i> e <i>Espécie</i> nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados em estabelecimento .....	103
Figura 8.4 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Espécie</i> nas variáveis NTK, NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e fósforo total, nos banhados em estabelecimento .....	104
Figura 8.5 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> nas variáveis NTK, NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e fósforo total, nos banhados em estabelecimento ....	105
Figura 8.6 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> e <i>Espécie</i> nas variáveis NTK, NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e fósforo total, nos banhados em estabelecimento .....	106
Figura 8.7 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Espécie</i> nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados em estabelecimento .....	107

Figura 8.8 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados em estabelecimento .....	108
Figura 8.9 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> e <i>Espécie</i> nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados em estabelecimento .....	109
Figura 8.10 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Espécie</i> nas variáveis cloretos, $\text{SO}^{2-}_4$ e alcalinidade, nos banhados em estabelecimento ...	110
Figura 8.11 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> nas variáveis cloretos, $\text{SO}^{2-}_4$ e alcalinidade, nos banhados em estabelecimento ...	111
Figura 8.12 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> e <i>Espécie</i> nas variáveis cloretos, $\text{SO}^{2-}_4$ e alcalinidade, nos banhados em estabelecimento .....	112
Figura 8.13 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Espécie</i> nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados estabelecidos .....	113
Figura 8.14 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados estabelecidos .....	114
Figura 8.15 – Distribuição dos dados e significância do efeito dos fatores <i>Carga</i> e <i>Espécie</i> nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados estabelecidos .....	115
Figura 8.16 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Espécie</i> nas variáveis NTK, $\text{NH}_3$ , $\text{NO}^-_3$ , $\text{PO}^{3-}_4$ e fósforo total, nos banhados estabelecidos .....	116
Figura 8.17 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> nas variáveis NTK, $\text{NH}_3$ , $\text{NO}^-_3$ , $\text{PO}^{3-}_4$ e fósforo total, nos banhados estabelecidos .....	117
Figura 8.18 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator <i>Carga</i> e <i>Espécie</i> nas variáveis NTK, $\text{NH}_3$ , $\text{NO}^-_3$ , $\text{PO}^{3-}_4$ e fósforo total, nos banhados em estabelecimento .....	118

- Figura 8.19 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados estabelecidos ..... 119
- Figura 8.20 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados estabelecidos ..... 120
- Figura 8.21 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* e *Espécie* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados estabelecidos ..... 121
- Figura 8.22 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis cloretos,  $\text{SO}^{2-}_4$  e alcalinidade, nos banhados estabelecidos..... 122
- Figura 8.23 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis cloretos,  $\text{SO}^{2-}_4$  e alcalinidade, nos banhados estabelecidos..... 123
- Figura 8.24 – Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* e *Espécie* nas variáveis cloretos,  $\text{SO}^{2-}_4$  e alcalinidade, nos banhados estabelecidos ..... 124

## LISTA DE SIMBOLOS

Ce	concentração do efluente, mg/l
Co	concentração do afluente, mg/l
$K_T$	constante da reação de 1° ordem dependente da temperatura, dias <sup>-1</sup>
t	tempo de detenção hidráulico, dias
L	comprimento do sistema (paralelo a direção do escoamento), m
W	largura do sistema (perpendicular a direção do escoamento), m
n	porosidade do leito
d	profundidade de submersão, m
$V_v$	volume de vazios, m <sup>3</sup>
Q	vazão, m <sup>3</sup> /dia
$K_{20}$	taxa constante a 20°C, dias <sup>-1</sup>
T	temperatura de operação, °C
$K_0$	taxa constante “ótima” para um meio (substrato) com desenvolvimento completo da zona das raízes, dias <sup>-1</sup>
x	entrada
y	saída
k1	coeficientes da taxa de absorção
k2	coeficientes da taxa de liberação
Cx	caixa
L1	sistemas simples: <i>Z. bonariensis</i>
L2	sistemas simples: <i>T. subulata</i>
L3	sistemas múltiplos: <i>T. subulata</i> , <i>Z. bonariensis</i>
L4	sistemas controle: somente substrato
ERQA	estação recuperadora de qualidade ambiental
Substrato	material suporte
$\phi$	diâmetro
D.M.S.	diferença mínima significativa
r	coeficiente de correlação

DP	desvio padrão
$\xi$	erro
BF	biomassa das folhas
CF	comprimento das folhas
SST	sólidos suspensos totais
SSV	sólidos suspensos voláteis
DQO	demanda química de oxigênio
OD	oxigênio dissolvido
ORP	potencial redox
$\text{SO}_4^{2-}$	sulfato
$\text{NO}_2^-$	nitrito
$\text{NO}_3^-$	nitrato
$\text{PO}_4^{3-}$	ortofosfato
PT	fósforo total
NTK	nitrogênio de kjeldahl
$\text{NH}_3$	amônia
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo

# **1 INTRODUÇÃO**

---

## **1.1 GENERALIDADES**

A crescente urbanização e o desenvolvimento industrial, associados à crise econômica no país, tem intensificado os problemas ambientais, principalmente àqueles relacionados à poluição dos recursos hídricos, que vêm tomando grandes dimensões, decorrentes da crescente produção de resíduos sólidos e líquidos.

A magnitude deste problema tem-se agravado em todo o país, principalmente em áreas desprovidas de tratamentos, havendo necessidade de sistemas alternativos que supram as necessidades públicas. A descentralização e a falta de tratamentos adequados em áreas com baixa densidade populacional, periféricas e rurais, geralmente é inevitável por razões econômicas (Sauter e Leonard, 1997).

Deve-se buscar um meio adicional de reduzir os efeitos adversos da poluição e ao mesmo tempo, preservar os ecossistemas naturais e minimizar os impactos causados nos recursos hídricos. A ecotecnologia oferece tais meios no combate aos problemas de poluição, através da identificação de propriedades “self-designing” de ecossistemas naturais (Mitsch e Jorgensen, s.n.t.)

Dentro desse contexto, os banhados construídos (Constructed Wetlands) tem conquistado grande ênfase no controle de diversos tipos de efluentes, em particular os efluentes domésticos. Os banhados naturais são muito conhecidos pelas inúmeras funções que desempenham no ambiente, incluindo redução da erosão, atenuação de cheias, recarga de aquíferos, proteção costeira, como habitats naturais e naturalmente, no melhoramento da qualidade da água (Niering, 1989). Deste modo, os banhados construídos poderão simular os banhados naturais, resultando em um eficiente sistema natural de tratamento de efluentes.

Os sistemas construídos têm sido amplamente utilizados em vários países como uma solução apropriada no tratamento de águas residuárias em nível terciário e melhoramento da qualidade da água de rios e lagos. No Brasil, as pesquisas relacionadas a essa nova ecotecnologia estão ainda em fase inicial, necessitando de maior interesse e iniciativa dos pesquisadores e incentivo dos governantes, de modo a criar uma base sólida à respeito desse importante ecossistema.

O uso de banhados construídos pode ser uma solução alternativa à utilização de uma estação de tratamento de efluentes, particularmente em aplicações locais e de pequena escala (Hammer e Bastian, 1990) e/ou ajudar no melhoramento da performance de tratamentos já existentes (Reed e Brown, 1992). Os banhados podem oferecer boas alternativas econômicas,

proporcionando soluções relativamente simples para controle de muitos problemas de poluição de águas.

Desta forma, estudos minuciosos dos banhados construídos contribuirão para melhor entendimento do uso, funções, valores e benefícios advindos dos mesmos, bem como, fornecerão dados mais exatos sobre seu potencial na remoção de poluentes e parâmetros de projeto. A definição da eficiência para parâmetros de projeto e protocolos de operações simples, podem permitir a este tipo de sistema tornar-se uma alternativa viável no controle da qualidade dos recursos hídricos em áreas urbanas periféricas e rurais. Em particular, o conhecimento dos problemas relacionados à eficiência na fase de estabelecimento, é de elevada importância quando se considera a implantação destes sistemas.

## 1.2 BANHADOS NATURAIS

De acordo com a definição desenvolvida pela U.S. Fish and Wildlife Service (Cowaldin et. al., 1979 apud Hammer e Bastian, 1990), esses sistemas são áreas onde a água é o principal fator, controlando o ambiente e a associação de plantas e vida animal. São habitats de transição entre ambientes aquáticos e terrestres, combinando atributos de ambos ecossistemas (Patrick, 1994). Possuem grande heterogeneidade espacial e temporal e complexidade nos ciclos de vida (Niering, 1989).

A vegetação dominante apresenta adaptações morfológicas e fisiológicas, mostrando-se tolerantes à grandes variações do nível d'água e a condições de anaerobiose (Lakshman, 1987; Patrick, 1994). A alternância no nível d'água promove a entrada, o armazenamento e o reciclo de nutrientes, transformando os banhados em regiões de altíssima produtividade biológica (Wentz, 1987). A elevada produtividade e a reduzida taxa de decomposição resulta em uma das características mais comuns dos banhados, a de acumulação de matéria orgânica (Patrick, 1994).

Até poucas décadas atrás os banhados eram considerados áreas de pouco valor econômico, sofrendo constantes alterações resultantes do desenvolvimento urbano, industrial e agrícola; porém, a sociedade começa a observar e entender os benefícios advindos dos mesmos (Kusler et al., 1994). Pesquisas realizadas em vários países vem demonstrando os múltiplos valores e funções dessas áreas, a ponto de serem consideradas atualmente como um dos mais valiosos habitats do mundo (Hammer e Bastian, 1990).

### 1.2.1 Funções e valores dos banhados naturais

Os banhados são áreas de altíssima produtividade biológica, pois a maior parte de sua produção torna-se detrito, que vem a ser fonte de alimento tanto para os organismos que vivem no local, quanto para os que habitam os estuários e enseadas que recebem as águas drenadas dos banhados (Hammer e Bastian, 1990).

A vegetação pertencente a esse sistema além de produzir biomassa, absorve nutrientes inorgânicos incorporando-os em formas inorgânicas por meio de suas raízes. Nesses ambientes grandes volumes de alimentos são produzidos, formando a base para a cadeia alimentar aquática (Niering, 1989). Estes ecossistemas são fornecedores de um habitat harmonioso para uma variedade de plantas e animais, particularmente aves aquáticas (Williams, 1990).

Os banhados interceptam o escoamento das vertentes, retendo-o e filtrando-o, antes que o mesmo alcance os canais fluviais, melhorando desta forma a qualidade da água superficial (Kadlec e Kadlec, 1979 apud Williams, 1990). Uma função de grande importância está na remoção de nutrientes advindos do uso constante e crescente de fertilizantes utilizados em solos agricultáveis (Van Der Valk et al., 1979; Gilliam et al., 1988 apud Williams, 1990).

O controle de cheias constitui uma das importantes funções desses sistemas, pois armazenam temporariamente o escoamento superficial, protegendo deste modo, localidades à jusante. Esses sistemas reduzem o pico das cheias e a velocidade do escoamento da água (Mitsch e Gosselink, 1986). Os banhados possuem valiosa função na estabilidade costeira, amortecendo a energia da onda, reduzindo a erosão na linha litorânea (Knutson, 1978 apud Williams, 1990); além disso, funcionam como recarga de aquífero, ou de descarga em períodos de secas (Niering, 1989).

A função mais importante é o melhoramento na qualidade da água, promovendo um tratamento eficaz no controle da poluição da água, podendo remover ou converter efetivamente quantidades significativas de fontes pontuais e difusas, incluindo remoção de SS, metais e excesso de nutrientes (Hammer e Bastian, 1990).

Desta forma, um melhor entendimento desta tecnologia, através de estudos utilizando banhados construídos, contribuirá decisivamente no futuro, para o equacionamento de problemas relacionados a cargas poluidoras oriundas de efluentes de fontes diversas.

## 1.2.2 Estrutura de banhados naturais

### 1.2.2.1 Vegetação

Os solos saturados ou anaeróbios apresentam ambiente de extremo estresse para uma variedade de espécie de plantas, adaptando-se a estes ambientes somente espécies que toleram a ausência de oxigênio. Tais espécies, possuem grande capacidade de adaptação às mais variadas condições a que são submetidas, tais como topografia, tipo de solo, nutrientes do solo, e condições hidrológicas (Lyon, 1993).

As plantas exclusivamente terrestres ou de planalto, se estabelecem somente em ambientes ricos em oxigênio. Na ausência deste, o suprimento de nutrientes disponível para as plantas são modificados e a concentração de certos elementos e compostos orgânicos podem alcançar níveis tóxicos, ao contrário das plantas aquáticas, que possuem capacidade de adaptação para minimizar esta toxicidade (Mitsch e Gosselink, 1986).

As plantas emergentes possuem adaptações estruturais e fisiológicas para desenvolverem-se em áreas de banhados, podendo mudar sua forma de crescimento, maximizando o contato de sua superfície com o ar ambiente através de mecanismos estruturais, evitando assim a anoxia de suas raízes. Espaços de ar (aerênquima) nas raízes e hastes (talos) permitem a difusão do oxigênio da porção aérea das plantas para suas raízes.

A porosidade das plantas de banhados encontram-se bem acima de 60% do seu volume, enquanto que as espécies comuns, apenas 2 a 7% do volume constituem espaços de poros. O desenvolvimento do aerênquima nas raízes das plantas freqüentemente inundadas, parece ser controlada pelo etileno - hormônio da planta, onde as condições de inundação estimulam a sua produção (Mitsch e Gosselink, 1986).

### 1.2.2.2 Solos

Caracterizam-se por apresentar um período ou estar freqüentemente encharcado no decorrer do ano, influenciando as características químicas e o estabelecimento das espécies. A disponibilidade de oxigênio nesses ambientes é limitada pela demanda química e biológica; sua difusão no solo se processa lentamente, resultando no estabelecimento de condições anaeróbias (Lyon, 1993). Estima-se que a difusão de oxigênio em ambientes encharcados é 10.000 vezes mais lenta que em ambientes de solos drenados (Greenwood, 1961; Gambrell e Patrick, 1978 apud Mitsch e William, 1986).

A duração de encharcamento tem grande influência nas mudanças ocorridas nos solos, resultando na produção de diferentes compostos quando comparado àqueles encontrados nos ambientes de solos aerados (Mortiner, 1941; Wetzel, 1975 apud Lyon, 1993).

Os solos encharcados possuem uma fina camada de solo oxidado, apesar da depleção de oxigênio encontradas nesses ambientes. Embora as camadas profundas dos solos dos banhados permanecerem reduzidas, a fina camada de solo oxidado com condições aeróbias é muito importante nas transformações químicas e no ciclo de nutrientes que ocorre nos banhados.

Os íons oxidados tais como  $FE^{+3}$ ,  $Mn^{+4}$ ,  $NO_3^-$  e  $SO_4^{-2}$  são encontrados nessa microcamada, enquanto que as profundas camadas de solos anaeróbios são dominados pelas formas reduzidas tais como  $FE^{+2}$ ,  $Mn^{+2}$ ,  $NH_4^+$  e  $S^{-2}$  (Mohanty e Dash, 1982 apud Mitsch e William, 1986).

Segundo U.S. Soil Conservation Service (1985) apud Lyon (1993), os solos hídricos podem ser classificados em dois tipos: solos minerais e orgânicos. Todos os solos apresentam material orgânico, entretanto, quando um solo possui menos que 20 a 35% de matéria orgânica (peso seco), é considerado um solo mineral. De acordo com a tabela 1.1, podemos verificar as diferenças dos solos minerais e orgânicos em várias características físico-químicas.

De acordo com Wetzel (1975) apud Lyon (1993), os solos hídricos são muitas vezes caracterizados por uma abundância relativa de matéria orgânica. Isto ocorre porque a decomposição da matéria orgânica ocorre lentamente em solos encharcados quando comparados a solos aerados, resultando no desenvolvimento de um solo rico em matéria orgânica.

Tabela 1.1- Comparação de solos minerais e orgânicos em banhados

Características	Solos minerais	Solos orgânicos
Conteúdo orgânico, %	< 20 a 35	> 20 a 35
pH	próximo ao neutro	ácido
Densidade aparente	elevado	baixo
Porosidade	baixo (45-55%)	elevado (80%)
Condutividade Hidráulica	elevado (exceto para argila)	baixo à elevado
Capacidade de campo	baixo	elevado
Disponibilidade de nutrientes	geralmente elevado	freqüentemente baixo
Capacidade de troca catiônica	baixo, predominância de cátions	elevado, predominância de íons hidrogênio

(Fonte: Richardson et al., 1978 apud Mitsch e Gosselink, 1986)

Uma condição comum encontrada em solos minerais hídricos é a presença de óxido de ferro depositado nos solos drenados após um período de encharcamento. A presença de

oxigênio no horizonte do solo, resulta na conversão de íons de ferro e outros compostos a óxido. As condições de encharcamento ou anaerobiose no solo, inicialmente causa solubilização dos compostos de ferro normalmente insolúveis, tornando os íons de ferro disponíveis no sistema (Lyon, 1993).

### 1.2.2.3 Hidrologia

As condições hídricas são extremamente importantes para manutenção das funções e estruturas dos banhados, embora a simples relação de causa e efeito sejam difíceis de estabelecer. As condições hídricas afetam muitos fatores, incluindo salinidade, anaerobiose do solo e disponibilidade de nutrientes, que por sua vez determinam a flora e fauna desenvolvida em banhados (Mitsch e Gosselink, 1986).

A hidrologia afeta a diversidade, a composição de espécies, a produtividade primária, a acumulação orgânica e o ciclo de nutrientes dos banhados. Geralmente as condições hidrológicas, o hidroperíodo e o aporte de nutrientes são responsáveis diretos pelo aumento de produtividade nos banhados, sendo que o ciclo e a disponibilidade de nutrientes são significativamente influenciados pelas condições hidrológicas.

O hidroperíodo é o resultado do balanço hídrico entre entradas e saídas em um banhado, sendo também influenciado pelas características físicas da região (Mitsch e Gosselink, 1986).

## 1.3 BANHADOS CONSTRUÍDOS

Estes sistemas simulam os banhados naturais, podendo ser definidos como um complexo projetado e feito pelo homem, contendo substratos, vegetação emergente e submergente, vida animal e água (Hammer e Bastian, 1990). Os banhados construídos são sistemas que reproduzem sistemas naturais de tratamento de águas residuárias, combinando mecanismos de tratamento biológico, químico e físico para o melhoramento da qualidade de água (Crites, 1992 apud Crites et al., 1997). Os diversos mecanismos de tratamento incluem: sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química, absorção, interações microbiana e da vegetação, complexação (Watson et al., 1990).

Os banhados construídos podem ser classificados de acordo com o tipo de escoamento: sistemas de escoamento superficial e sistemas de escoamento subsuperficial (Sauter e Leonard, 1997). O sistema de escoamento superficial possui a presença de uma lâmina de água acima do solo, enquanto que no sistema de escoamento subsuperficial a água

escoa horizontalmente ou verticalmente através da zona das raízes (Wood, 1995; Middlebrooks, 1995; Reed e Brown, 1992).

A diversidade de plantas e substrato utilizados na construção de banhados é selecionada em função dos constituintes a serem reduzidos, do tipo de efluente a ser tratado, bem como do nível de eficiência requerida. A determinação da área é estipulada de acordo com a carga hidráulica ou carga orgânica aplicada ao sistema.

O uso de banhados construídos tem muito a oferecer no controle da poluição em uma variedade de aplicações, constituindo uma solução alternativa aos sistemas convencionais. Os projetos utilizando banhados construídos tem progredido muito nos últimos anos, acumulando informações a nível de seu desempenho (Kadlec, 1995). Deste modo, projetos racionais que quantificam a sua efetividade, baseados no balanço de massa, podem representar um excelente método de avaliação de suas funções (Moustafa et al., 1996).

### **1.3.1 Funções dos banhados construídos**

Os sistemas construídos são projetados para desempenhar as mesmas funções dos sistemas naturais, podendo ser minuciosamente selecionados seus componentes, de modo a atingir maior eficiência na remoção de cargas poluidoras.

A recuperação e o melhoramento da qualidade da água de rios e lagos, faz parte de uma das inúmeras funções que os banhados vêm desempenhando com grande êxito em vários países. Os banhados removem da coluna d'água inúmeros constituintes tais como, sedimentos, nutrientes orgânicos e inorgânicos, substâncias tóxicas e conservativas, através de uma complexa variedade de processos químicos, físicos e biológicos durante a sua passagem pelo sistema (Patrick, 1994).

Os banhados construídos demonstram ter grande potencial para tratamento de águas residuárias de diversas fontes (Seidel, 1976; Finlayson e Chick, 1983 apud Breen, 1990), e o seu desempenho varia com o tempo e localidade (Nichols, 1983; Roser et al., 1987 apud Breen, 1990). Essa é uma importante função, já que eficientes reduções de nutrientes, DBO, DQO, SS, metais, entre outros, foram observadas.

### 1.3.2 Estrutura de banhados construídos

#### 1.3.2.1 Plantas aquáticas

O valor atribuído às plantas aquáticas, por um longo tempo, limitava-se apenas as qualidades estéticas e ornamentais, recebendo pouco reconhecimento pela contribuição ambiental ou em outras necessidades humanas.

Pesquisas vêm demonstrando o potencial das plantas aquáticas em associação com microrganismos na correção dos desequilíbrios ambientais, causados pelo desenvolvimento industrial e abuso ambiental. A importância das plantas aquáticas no tratamento de águas residuárias, bem como o seu valor benéfico no melhoramento da qualidade da água, vem sendo reconhecida a partir de pesquisas iniciadas na década de 60 (Wolverton, 1987).

A vegetação constitui elemento fundamental nos banhados construídos, já que serve como substrato para o crescimento microbiano e como transmissor de oxigênio da parte aérea para rizosfera (Nichols, 1983; Reed e Brown, 1992). Nos sistemas de escoamento subsuperficial, essa é a fonte de oxigênio predominante e sua disponibilidade influenciará na taxa de remoção de DBO e na taxa de nitrificação da amônia; portanto, a penetração das raízes em todo perfil do solo é de suma importância para o desempenho do sistema (Reed e Brown, 1992). Entretanto, estudos mostraram que as raízes de diferentes macrófitas liberam oxigênio para a rizosfera, porém muito menos que o necessário para a nitrificação e a degradação dos poluentes (Brix, 1990; Armstrong e Armstrong, 1990; Haberl e Perfler, 1990 apud Haberl et al., 1995).

Estudos realizados em sistemas experimentais demonstraram que a absorção pelas plantas foi o maior processo de remoção de nutrientes, mostrando ser o mecanismo de remoção dominante. Os tecidos das plantas removeram mais que 85% da carga de nitrogênio e somente 2 a 9% foram encontrados no substrato (cascalho) e no efluente (Rogers et al., 1991). Estes resultados confirmaram as hipóteses de Breen (1990), que utilizou pequenos sistemas experimentais com escoamento vertical. As plantas mostraram ser o mecanismo dominante na remoção de nitrogênio, prevalecendo sobre a transformação microbiana.

Em estudo em escala piloto, usando águas residuárias em nível primário, comparou o desempenho dos sistemas com as plantas *bulrush*, *cattails*, *reed* e um sistema controle. Usando uma carga hidráulica de 4,7 cm/d e um tempo de detenção hidráulico de 6 dias, a taxa de remoção de DBO<sub>5</sub>, para *bulrush*, *reed*, *cattails* e para os sistemas controle foi 96%, 81%, 74% e 69%, respectivamente. Constatou-se que a diferença na eficiência de remoção baseou-se nas espécies específicas de plantas e no grau de penetração das raízes no meio suporte (Gersberg et al., 1986 apud Zachritz e Fuller, 1993). Análises realizadas com as macrófitas

*Typha*, *Phragmites*, *Scirpus*, mostraram que a capacidade das raízes da macrófita *Phragmites* em atingir níveis mais profundos no substrato, que as outras espécies, resultou em maior aeração do meio suporte, determinando uma maior nitrificação (Reed e Brown, 1992).

Análises de metais realizadas em macrofitas, indicaram bioacumulação de Pb, Zn, Cu e Cd por *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus* e *Phragmites australis*, onde as concentrações encontradas nos tecidos foram maiores nas raízes e rizomas, comparada às folhas e brotos das macrófitas. Nos banhados, as macrófitas *Iris pseudacorus* e *Phragmites australis* obtiveram maior absorção de metais e maior eficiência nesta capacidade do que *Typha latifolia* (Mungur et al., 1995). Estes resultados confirmam outros estudos que utilizaram macrófitas aquáticas para remoção de metais pesados (Taylor e Crowder, 1983; Zhang et al., 1990; Ellis et al., 1994 apud Mungur et al., 1995).

Em ambientes apropriados, as plantas aquáticas podem absorver grandes quantidades de nutrientes (Breen, 1992; Rogers et al., 1991 apud Mitchell et al., 1995). Denny (1972) apud Nichols (1983), estudando diferentes espécies de plantas aquáticas, verificou que a taxa de absorção de nutrientes de algumas espécies variou em função dos níveis de nutrientes no solo e água. As plantas não enraizadas, tais como algas, erva de pato e sphagnum, obtêm nutrientes diretamente da água (Prentki et al., 1978 apud Nichols, 1983), enquanto que as plantas submergentes enraizadas são capazes de obter seu nutriente pela absorção das raízes, bem como pela retirada foliar da água (Demarte, 1969; Mcroy et al., 1970; Bristow et al., 1971; Schults, 1971 apud Nichols, 1983). Para a vegetação emergente, o solo é a maior fonte de nutrientes (Klopatek, 1975 e 1978 apud Nichols, 1983).

Inúmeras macrófitas aquáticas tem sido usadas em banhados construídos e sua escolha geralmente é feita em função da taxa de crescimento relativamente constante e rápida, pela facilidade de propagação e principalmente pela capacidade de absorção de poluentes, entre outros (Mitchell, 1978 apud Thomas et al., 1995).

Nos Estados Unidos a EPA realizou levantamento com dados de mais de 150 banhados construídos no período de 1990 a 1991. As plantas mais utilizadas foram *Typha*, *Phragmites*, *Scirpus*. Nos sistemas de escoamento de superfície livre, 1/3 usavam somente *Typha* e aproximadamente 40% dos sistemas subsuperficiais utilizavam *Scirpus*, enquanto que poucos sistemas utilizavam *Phragmites* (Reed e Brown, 1992).

Algumas espécies de plantas aquáticas que tem sido usadas em banhados construídos são (Mitchell, 1978 apud Thomas et al., 1995):

- Plantas flutuantes - *Eichhornia crassipes* (Water Hyacinth), *Spirodela* (Duckweed), *Salvinia molesta* (Salvinia), *Hydrocotyle umbellata* (Pennywort);

- Plantas emergentes - *Schoenoplectus validus* (Great Bulrush), *Scirpus* (Bulrush), *Juncus ingens* (Giant Rush), *Iris pseudacorus* (yellow flag), *Phragmites australis* (Common Reed), *Phalaris arundinacea* L. (Reed canarygrass), *Typha* spp. (Cattail), entre outras.

### 1.3.2.2 Substrato

O substrato constitui um componente importante em um banhado construído, pois promove a fixação de populações microbianas e serve como suporte físico para plantas, bem como na adsorção e desorção de íons simples e complexos (Wood, 1995; Martin e Johnson, 1995; Brix, 1990). Além disso, o substrato é responsável pela retenção de sólidos suspensos através da filtração física e interações químicas (Brix, 1990; Wood, 1995; Tanner e Sukias, 1995).

Os organismos microbianos contribuintes para os banhados construídos, consistem de bactérias, fungos, algas e protozoários. Tais organismos assimilam nutrientes e energia, resultante das alterações e modificações de poluentes orgânicos. Outros organismos podem obter energia da oxidação e/ou redução de substâncias inorgânicas (Martin e Johnson, 1995).

A escolha do material utilizado como substrato tem sido determinado pela condutividade hidráulica e pelo grau de fósforo fixado (Perfler e Haberl, 1993); entretanto, essa escolha poderia incluir não somente a evolução da capacidade adsorptiva do fósforo, mas uma investigação de suas características físicas e químicas. Dessas características, o conteúdo de óxidos de ferro e de alumínio, porosidade, condutividade hidráulica, conteúdo de cálcio e magnésio e tamanho da partícula, poderão ser estudadas antes da seleção de um substrato para um sistema real (Mann, 1990 apud Mann e Bavor, 1993).

A capacidade de um banhado construído promover a remoção/retenção de fósforo de águas residuárias, dependerá de um elevado grau das propriedades que determinam a capacidade de adsorção de fósforo no substrato (conteúdo de ferro, alumínio, cálcio e uma quantidade relativa de materiais orgânicos e inorgânicos) (Nichols, 1983).

A composição do substrato é muito importante com relação a remoção de fósforo pelo processo de sorção (Haberl et al., 1995). Estudos realizados por Netter (1990) apud Haberl et al. (1995), em um banhado construído na Alemanha, mostraram que a remoção de fósforo foi da ordem de 98 a 99%. Essa redução extremamente elevada foi causada pela quantidade elevada de areia rica em ferro, contida no meio filtrante. A eliminação de fósforo pode ser regulada por uma diferença na escolha do substrato.

Estudos realizados em laboratório utilizando substrato alternativo de resíduos industriais (cinza muito fina e escória), apresentaram resultados satisfatórios na remoção de fósforo. A elevada concentração de alumínio contida no substrato e a elevada proporção de óxido de cálcio contida na escória, contribuíram para a eficiência, ajudando também na complexação e precipitação do fósforo (Mann, 1990 apud Mann e Bavor, 1993).

### 1.3.2.3 Carga hidráulica e drenagem

A carga hidráulica possui papel importante na fase preliminar de projeto para maioria dos banhados construídos. A seleção da carga hidráulica pode ser baseada em vários fatores (Watson et al., 1990):

- objetivos de projeto: estar de acordo com os limites permitidos;
- tipos de sistema: escoamento superficial ou escoamento subsuperficial;
- configuração do sistema: células em série, paralelas ou combinadas;
- uso do sistema: tratamento básico (primário e secundário) com pré-tratamento (grades), tratamento secundário/avançado com tratamento primário (lagoas, tanques sépticos), ou tratamento terciário com algum outro tipo de tratamento já existente;
- níveis de performance.

As cargas hidráulicas iniciais baseadas nos fatores acima, estão listados na tabela 1.2. A carga inicial para os sistemas com escoamento subsuperficial é de 4,7 cm/dia e para os sistemas com escoamento superficial é de 1,9 cm/dia, tratando efluente primário pelo menos a níveis secundários (Watson et al., 1990).

Tabela 1.2 – Carga hidráulica para projeto preliminar de banhados construídos para o tratamento de águas residuárias urbanas.

Uso do sistema	Objetivos de tratamento			
	Tratamento Secundário		Tratamento avançado/ múltiplos objetivos	
	Escoamento superficial (cm/dia)	Escoamento subsuperficial (cm/dia)	Escoamento superficial (cm/dia)	Escoamento subsuperficial (cm/dia)
Tratamento básico	-	2,3 – 6,2	-	≥ 3,1
Tratamento secundário	1,2 – 4,7	4,7 – 18,7	≥ 1,9	≥ 4,7
Tratamento terciário	1,9 – 9,4	4,7 – 18,7	≥ 3,1	≥ 4,7

(Fonte: Watson et al., 1990)

Em um estudo realizado em 90 sistemas com escoamento subsuperficial horizontal, situados na república tcheca, a carga hidráulica encontrada variou de 1,3 a 10,9 cm/dia (média

de 4,4 cm/dia) para sistemas de tratamento em nível secundário. Para sistemas em nível terciário a carga hidráulica variou de 3 a 20 cm/dia (média de 10,4 cm/dia) (Vymazal, 1995). Outro estudo realizado em 28 sistemas com escoamento subsuperficial, a carga hidráulica variou de 1,3 a 11,1 cm/dia (média de 4,4 cm/dia) e de 3,0 a 20,0 cm/dia (média de 10,4 cm/dia) para sistemas de tratamento em nível secundário e terciário, respectivamente (Vymazal, 1996).

Outro fator de grande importância atribuído aos banhados é a sua drenagem, a qual é influenciada pela condutividade hidráulica. Contudo, a condutividade hidráulica sofre mudanças com a maturidade da vegetação e com as comunidades microbiológicas. Igualmente, nos sistemas maduros a condutividade hidráulica poderá variar da entrada para a saída do sistema (Watson e Hobson, 1990; Brix, 1994).

Em sistemas de escoamento subsuperficial, a água move-se horizontalmente ou verticalmente através de canais criados pelo crescimento das raízes e rizomas, bem como através dos poros do solo (Jenssen et al., 1993). Além disso, a morte e a decomposição das raízes e rizomas cria uma estrutura esquelética permeável importante para o escoamento horizontal e vertical através de uma microsuperfície (Watson e Hobson, 1990; Brix, 1994). A estrutura criada contribui grandemente para aumentar e estabilizar a condutividade hidráulica do solo (Kickuth, 1981 apud Brix, 1994).

Em sistemas cujo substrato é constituído por solo, a condutividade hidráulica depois de um certo tempo poderá ser similar ou maior que a condutividade inicial, enquanto que nos sistemas construídos por cascalho ou areia, a condutividade inicial diminuirá com o passar do tempo (Watson e Hobson, 1990). A condutividade hidráulica muitas vezes decresce e geralmente estabiliza na faixa de  $10^{-5}$  a  $10^{-6}$  m/s. Portanto, o dimensionamento hidráulico de banhados construídos com escoamento subsuperficial não poderia basear-se na suposição que a condutividade hidráulica aumentaria, como uma consequência do crescimento das raízes e rizomas (Brix, 1994).

#### 1.3.2.4 Dimensionamento – escoamento subsuperficial

O projeto base registrado na literatura para o escoamento subsuperficial, tende a assumir uma simples relação entre a degradação biológica de DBO e o tempo de detenção hidráulica, que se aproxima de uma cinética de primeira ordem de um reator plug-flow (Watson et al., 1990; Wood, 1995). As considerações hidráulicas e relações biológicas estão relacionadas a seguir:

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp[-K_T t] \quad (1)$$

Onde:  $C_e$  = concentração do efluente, mg/L

$C_o$  = concentração do afluente, mg/L

$K_T$  = constante da reação de primeira ordem dependente da temperatura, dias<sup>-1</sup>

$t$  = tempo de detenção hidráulico, dias.

O tempo de detenção hidráulico poderá ser determinado em função da disponibilidade de espaços vazios ( $V_v$ ) e da taxa de escoamento médio (vazão) que passa pelo sistema (Watson et al., 1990):

$$t = \frac{V_v}{Q} \quad (2)$$

sendo:  $V_v = LWdn$

onde:  $L$  = comprimento do sistema (paralelo a direção do escoamento), m

$W$  = largura do sistema (perpendicular a direção do escoamento), m

$n$  = porosidade do leito

$d$  = profundidade de submergência, m

$V_v$  = volume de vazios, m<sup>3</sup>

$Q$  = vazão, m<sup>3</sup>/dia.

Para evitar erros de projeto, a vazão do sistema deverá considerar perdas de água devido a evapotranspiração e infiltração, e/ou ganhos de água devido a precipitação. Os valores característicos para uma porosidade inicial varia de 18 a 35% para cascalho grosso a cascalho fino e 37 a 44% para areia grossa a areia fina; porém, a porosidade pode mudar de acordo com o grau de obstrução e o desenvolvimento das raízes, a medida em que o sistema amadurece. O coeficiente de desoxigenação a temperatura  $T$  é descrito por:

$$K_T = K_{20} (1,1)^{(T-20)} \quad (3)$$

Onde:  $K_{20}$  = constante a 20°C, dias<sup>-1</sup>

$T$  = temperatura de operação, °C.

Com base em informações limitadas de poucos sistemas existentes, a constante  $K_{20}$ , para um sistema em particular, pode ser relacionada à porosidade do meio filtrante (Boon, 1985 apud Watson et al., 1990). A relação proposta por Reed et al. (1988) apud Watson et al. (1990) é:

$$K_{20} = K_0 (37,31.n)^{4.172} \quad (4)$$

Onde:  $K_0$  = constante “ótima” para um meio (substrato) com desenvolvimento completo da zona das raízes, dias<sup>-1</sup>. Pode assumir valores de 1,839 para águas residuárias urbanas e 0,198 para águas residuárias industriais com elevada DQO.

A equação descrita acima e os valores de  $K_0$  são apenas tentativas e seriam usados apenas como estimativa nos projetos preliminares. São necessários estudos para o melhor entendimento da cinética dos banhados com escoamento subsuperficial (Watson et al., 1990), além disso, um critério de projeto deve ser realizado antes da construção. Os dados de projeto incluem: tipo de água residuária, pré-tratamento, área de tratamento, população equivalente (PE), escoamento, cargas hidráulica e orgânica, declividade do fundo, espécies de plantas, meio filtrante, eficiência de tratamento e custo de construção (Vymazal, 1995).

## **1.4 EFICIÊNCIA DE BANHADOS CONSTRUÍDOS**

### **1.4.1 Controle de efluentes domésticos e urbanos**

Constantemente os recursos hídricos vêm sofrendo imensas alterações decorrentes do uso da água para suprimento das demandas de núcleos urbanos, indústrias, agricultura e das alterações do solo urbano e rural. Entretanto, os corpos d’água têm capacidade de diluir e assimilar as águas residuárias, e mediante processos físicos, químicos e biológicos, proporcionar sua autodepuração. Mas essa capacidade é limitada, podendo ocorrer situações de contaminação e poluição de difícil regressão, se a carga poluidora lançada for superior a tolerável (Barth et al., 1987).

Por duas décadas os banhados vêm sendo construídos e testados cientificamente para a recuperação de corpos d’água e tratamento de águas residuárias, obtendo resultados satisfatórios em termos de remoção de cargas poluidoras.

Nos próximos itens são apresentados estudos que relatam a eficiência desses sistemas em relação a vários parâmetros. Na tabela 1.3 é apresentado um resumo das características dos banhados construídos com escoamento subsuperficial, de diversas localidades com suas respectivas cargas hidráulicas e eficiências.

Tabela 1.3 - Características da carga de banhados construídos e sua eficiência

Localização	Tipo de sistema	Carga Hidráulica (cm/dia)	DBO <sub>5</sub>		EFICIÊNCIA (%)					
			Conc. Afluente (mg/L)	Conc. Efluente (mg/L)	DBO <sub>5</sub>	SS	Nitrogênio Amônia	Nitrogênio Total	Fósforo	Coliformes Fecais
Santee, California	Subsuperficial - cascalho									
	Bulrush	4,68	118,3	5,3	96	94	94			99
	Reed	4,68	118,3	22,3	81	86	78			
	Cattail	4,68	118,3	30,4	74	91	28			
	Controle	4,68	118,3	36,4	69	90	11			96
Village of Neshaminy Falls, Pennsylvania	Subsuperficial - areia									
	Marsh/lagoa/Prado	1,26	187	8	96	94	75			100
Iselin, Pennsylvania	Subsuperficial - areia/cascalho									
	Marsh/lagoa/Prado	1,47	140	7,4	95	95	83		80	100
	Marsh	5,28	140	17	88	86	56		69	100
Benton, Kentucky	Prado	10,57	20	7,4	64	69	36		23	93
	Superficial/subsuperficial									
	Superficial - Cattail	4,15	23	10	57	75	-23	26	12	87
	Superficial - Woolgrass	4,27	23	11	52	67	6	37	18	98
Gravesend, England	Subsuperficial - Bulrush	7,97	23	8	65	88	-81	12	15	96
	Subsuperficial - cascalho									
	Leito 1	8,16	237	84	65	51	14		42	
Marnhull, England	Leito 2	8,16	237	90	62	56	16		40	
	Leito 3	8,16	237	63	73	71	16		60	
	Subsuperficial - solo									
Holtby, England	Leito 1	4,46	87	13	85	69	9			
	Leito 2	6,90	87	17	80	73	2			
Castleroe, England	Subsuperficial - solo	4,90	223	49	79	85	6		12	
	Subsuperficial - cascalho									
Middleton, England	Celula 1	4,43	157	53	66	59	24		20	
	Celula 2	4,43	157	70	55	60	9		4	
Bluther Burn, England	Subsuperficial - solo									
	Celula 1	4,43	157	37	76	55	27		50	
	Celula 2	4,43	157	60	62	49	5		-12	
	Subsuperficial areia/cascalho	8,89	11,0	3,0	73	73	46		30	
Little Stretton, England	Subsuperficial									
	Cinza fina	10,76	207	49	76	84	11		65	
	cinza grossa	6,24	207	43	79	90	26		84	
	Cascalho não classificado	9,93	207	30	86	84	26		91	
Ringsted, Denmark	Cascalho	10,09	207	51	75	90	19		70	
	Subsuperficial - cascalho	26,0	140,9	32,9	77	84	-4			
	Subsuperficial									
Argila	Cascalho	5,70	189	11	94	98	56	38	36	
	Argila	1,71	189	15	92	91	55	61	60	

(Fonte: Watson, 1990).

#### 1.4.1.1 Sólidos suspensos (SS)

O impacto causado pela entrada do afluente e a filtração são responsáveis por elevada porcentagem de remoção dos sólidos nos primeiros metros de um banhado, devido as condições de tranquilidade das águas, ocasionando a formação de bancos de detritos. Além disso, a floculação/sedimentação contribuem para remoção dos sólidos nos espaços abertos entre as plantas (Watson et al., 1990; Gearheart, 1992).

Um banhado construído tratando há 10 anos um efluente de origem doméstica em Arcata-Califórnia, apresentou um efluente de 5 a 10 mg/L de SS, equivalente a uma eficiência de 87 a 92% (Gearheart, 1992). A concentração afluente de SS encontrada em sete banhados construídos na república tcheca, variou grandemente na faixa de 19 a 1154 mg/L e a concentração efluente variou de 3,8 e 21 mg/L, com eficiência de tratamento de 91,1% (Vymazal, 1996). Yang et al. (1995), encontrou uma concentração efluente final de 10,9 mg/L, resultando em uma taxa de remoção de 92,6%; Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995), monitorando 71 sistemas (efluente doméstico), obtiveram eficiência de 73,5% de SS.

#### 1.4.1.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

O crescimento microbiano é responsável pela remoção da DBO solúvel. A decomposição de detritos de plantas e outros materiais orgânicos resulta em uma DBO efluente na faixa de 2 a 7 mg/L, independente do tempo de detenção hidráulica dado no experimento (Watson et al., 1990).

Dados de 268 banhados europeus tratando efluentes domésticos, apresentaram eficiência de remoção de 79,1% de DBO<sub>5</sub> (Borner, 1992 apud Haberl et al., 1995); 71 sistemas situados em Dinamarca, obtiveram eficiência de 80,3% de DBO<sub>5</sub> (Schierup et al., 1990 apud Haberl et al., 1995). Outro estudo tratando efluente urbano (em escala piloto), apresentou remoção de DBO<sub>5</sub> de 90,2% e 86,1% para sistemas com plantas e sistemas controle, respectivamente (Heritage et al., 1995).

Na Índia, um sistema tratando esgoto doméstico com carga hidráulica de 5 cm/dia, produziu um efluente final de 10,2 a 46,0 mg/L de DBO<sub>5</sub>, alcançando eficiência de remoção de 78 a 91% (Juwarkar et al., 1995). Dados de sete banhados monitorados durante dois anos, na república tcheca, apresentaram DBO<sub>5</sub> final inferior a 10 mg/L correspondendo a uma eficiência de 90,8% (Vymazal, 1996); Na China foi encontrada taxa de remoção de 90,5% de DBO<sub>5</sub> em um banhado situado em Shenzhen (Yang et al., 1995). Esses resultados são comprovados por Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995), que observou taxa de remoção de 51 a 95% de DBO<sub>5</sub>.

#### 1.4.1.3 Demanda química de oxigênio (DQO)

A concentração do efluente ficou na faixa de 28-73 mg/L com um valor médio de 51 mg/L devido elevada faixa de valores de DQO de entrada de 96 - 2095 mg/L com uma eficiência de tratamento médio de 80,9 % em sete banhados construídos na república tcheco (Vymazal, 1996). A concentração efluente final de um banhado construído em quatro estágios teve um decréscimo para 38,3 ppm, resultando numa taxa de remoção de 73,5% de DQO (Yang et al., 1995).

Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995), calcularam a taxa de redução média de 71 sistemas de escoamento horizontal na Dinamarca, tratando efluente doméstico, obtendo uma eficiência de 65,6% de DQO. Borner (1992) apud Haberl et al. (1995), coletou dados de 268 banhados europeus construídos de diferentes projetos para tratamento de esgoto doméstico, obtendo uma eficiência de 69,5% de DQO.

#### 1.4.1.4 Nitrogênio

O mecanismo de remoção de nitrogênio pode ser efetuado pelas plantas, pelos processos de nitrificação e denitrificação, sendo este último mais efetivo. A profundidade do leito e o tipo de vegetação utilizada nesses sistemas podem diferenciar significativamente a taxa de remoção de nitrogênio (Watson et al., 1990; Yang et al., 1995; Green et al., 1997).

Os banhados construídos têm apresentado grandes variações nos níveis de remoção de nitrogênio. Estudo realizado na Califórnia utilizando banhados com escoamento superficial, apresentou eficiência de 26% (Gearheart et al., 1983 apud Gearheart, 1992); na Holanda outro sistema apresentou eficiência de 88% (Greiner e Dejong, 1982 apud Gearheart, 1992). Em San Diego, um sistema utilizando suplemento de carbono alcançou eficiência de remoção de 95%, sendo este resultado bastante satisfatório (Gersberg et al., 1984; 1986 apud Gearheart, 1992).

Na Índia, alguns banhados tratando esgoto doméstico, alcançaram concentrações na faixa de 8,5 a 9,8 mg/L, registrando remoções de 66 a 73% de nitrogênio (Juwarkar et al., 1995). Estudo realizado por Gersberg et al. (1986) apud Juwarkar et al. (1995), registrou remoção de 28 a 91% de nitrogênio; Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995), registrou remoção na faixa de 25 a 88% em sistemas experimentais.

Pesquisas realizadas em Dinamarca com 71 sistemas tratando efluente doméstico, obtiveram eficiência média de 39,8% de nitrogênio total e 34% de amônia (Schierup et al., 1990 apud Haberl et al., 1995). Dados de 268 banhados europeus, apresentaram eficiência de 39,6% de nitrogênio total e 30% de amônia (Borner, 1992 apud Haberl et al., 1995). Esses

resultados encontram-se dentro das expectativas para remoção de nitrogênio e fósforo em banhados construídos tratando águas residuárias (Cooper e Hobson, 1990; Schierup et al., 1990 apud Vymazal, 1996).

#### 1.4.1.5 Fósforo

A precipitação e a adsorção pelos sólidos suspensos, seguida pela sedimentação e absorção são os principais mecanismos de remoção de fósforo em banhados (Tchobanoglous, 1987 apud Gearheart, 1992). Existe uma variabilidade considerável na quantidade de fósforo que é removida e retida pelos banhados (Mitchell et al., 1995). O percentual de remoção varia de 0 a 90% (Watson et al., 1990) e quantidades significantes de argila, ferro, alumínio e cálcio podem aumentar essa capacidade (Mann e Bavor, 1993).

As dinâmicas de transformação do fósforo são complexas, refletindo desta forma na variabilidade de dados. Além disso, existem vários processos que afetam essa transformação, algumas físicas (adsorção), algumas biológicas (retirada pelas plantas) e outras químicas (redução de fosfato férrico para fosfato ferroso). A quantidade e a forma em que o fósforo é encontrado na água, variam também no interior do banhado, sendo que nem todas as formas de fósforo se encontram biologicamente disponíveis, podendo ser ocultadas na medição do fósforo total (Mitchell et al., 1995).

Na Dinamarca, 71 sistemas construídos tratando efluente doméstico, obtiveram eficiência de remoção de 31,7% de fósforo total (Schierup et al., 1990 apud Haberl et al., 1995). Um levantamento realizado por Borner (1992) apud Haberl et al. (1995), utilizando dados de 268 banhados europeus, apresentou eficiência média de remoção de 47,1% de fósforo total.

Na Índia, um banhado construído tratando efluente doméstico, com carga hidráulica de 5 cm/dia, apresentou remoção de fosfato na faixa de 23 a 48% (Juwarkar et al., 1995); Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995), registrou remoção de fosfato na faixa de 11 a 83%.

#### 1.4.1.6 Coliformes totais e coliformes fecais

Os banhados mostram-se eficientes na remoção de coliformes totais e coliformes fecais, sendo estes removidos por floculação, sedimentação e adsorção, entre outros. Um projeto piloto realizado em Arcata-Califórnia, apresentou remoção de coliformes fecais de 99% e 99,9%, para tempos de detenção teóricos de 6 e 10 dias, respectivamente (Gearheart, 1992). Um banhado com escoamento superficial tratando efluente urbano, apresentou grande

eficiência na remoção de *E. coli* (Wittgren e Tobiason, 1995); outro sistema utilizando escoamento subsuperficial, obteve remoção de 99,9% de *E. coli* (Maehlum et al., 1995).

Um banhado construído com escoamento subsuperficial foi implantado no México (em escala de laboratório), e outro no Reino Unido (em grande escala), ambos tratando efluentes domésticos. No México a eficiência de remoção foi altamente variável; para os leitos plantados, o número de coliformes totais e coliformes fecais variou de 35 a 91% e 35 a 90%, respectivamente, enquanto que para o respectivo controle, ambos apresentaram eficiência de remoção de 0 a 35%. No Reino Unido a eficiência de remoção alcançou níveis acima de 92% para coliformes fecais (período do verão), mas declinou para níveis inferiores a 74% durante o inverno (Rivera et al., 1995).

#### 1.4.1.6 Metais

A remoção de metais ocorre por sedimentação, filtração, adsorção, complexação, precipitação, absorção pelas plantas e reações microbianas, principalmente oxidação (Watson et al., 1990; Gearheart, 1992). Os humos existentes nesses locais aumentam a capacidade de remoção desses elementos. Os banhados são considerados de elevada eficiência na remoção de ferro e pouca eficiência para manganês, níquel, cobre, chumbo, zinco, prata, ouro, urânio. (Watson et al., 1990).

### 1.4.2 Controle de efluentes domésticos - sistemas simplificados

Para reduzir a crescente poluição de corpos receptores, a busca de tecnologia simples e operativa para o tratamento de águas residuárias de domicílios, vilas e áreas rurais, tornou-se uma necessidade. Vários experimentos utilizando banhados construídos provaram ser uma tecnologia útil para tratamento de pequenas cargas de águas residuárias.

A eficiência dos banhados no período inicial de operação, em relação a redução de cargas de nutrientes, ainda é pouco documentada na literatura. A necessidade de um melhor conhecimento e entendimento desta fase, é de extrema importância para que os sistemas alcancem um bom desempenho, reduzindo assim, os problemas ocasionados na fase de implantação. Alguns estudos demonstrando a eficiência da fase inicial de operação dos banhados, são apresentados a seguir.

Um estudo realizado na Eslovênia, utilizou um sistema integrado, combinando escoamento vertical e horizontal, tratando efluente doméstico. O sistema possuía dois estágios. O 1º estágio (leitos A e B) possuía escoamento vertical, carga intermitente de 30

mm/dia e o 2º estágio, escoamento horizontal e constante. O material suporte utilizado nos leitos A e B são respectivamente areia grossa e areia fina.

A eficiência do sistema foi avaliada durante o primeiro ano de operação (outubro/93 a abril/94). A eficiência do 1º estágio para o leito A, leito B e todo o sistema estão na tabela 1.4:

Tabela 1.4 – Eficiência de tratamento dos leitos A, B e C

Leito	NH <sub>3</sub> -N (%)	NO <sub>3</sub> -N (%)	N-org. (%)	P-total (%)	DQO (%)
A	-64,1	72,8	56,2	36,4	48,4
B	75	-2074	66,3	42,6	83,3
A + B = C	36,7	24,2	72,3	71,4	77,1

(Fonte: Urbanc-Bercic e Bulc, 1995)

Os substratos do leito A e B apresentaram resultados diferentes para condutividade hidráulica, percolação da água e difusão de oxigênio (Urbanc-Bercic e Bulc, 1995).

Outra experiência utilizando banhados construídos para usos domiciliares durante um período inicial de um ano, foi efetuada em Viena-Áustria. Três sistemas foram construídos com diferentes substratos, carga intermitente e variável. O 1º sistema possui escoamento vertical com único estágio, o 2º sistema possui escoamento vertical com duplo estágio e o 3º possui escoamento horizontal com duplo estágio.

A eficiência de remoção do 1º sistema para DQO e DBO foram 86% e 92%, respectivamente. A taxa de eliminação de nitrogênio e fósforo foi respectivamente 60% e 70%, enquanto que a amônia reduziu para 79% pós 150 dias de operação. A eficiência de remoção do 2º e 3º sistema foram, respectivamente: DQO: 82% e 74%, DBO: 94% e 78%. N-total: 43% e 49%, amônia: 56% e 48%, P-total: 57% e 80% (Perfler e Haberl, 1993).

Um estudo realizado na Austrália, utilizando escoamento vertical e ascendente, foi desenvolvido e monitorado de janeiro/91 a fevereiro/92. Cinco banhados foram construídos utilizando o mesmo tipo de projeto e um banhado adicional utilizando um projeto modificado, para comparação. O efluente possuía carga intermitente e tempo de detenção de 5 dias.

Todos os sistemas obtiveram remoção superior a 80% de DBO e 75% de SS. A redução de nitrogênio total alcançou 20%, sendo que com o aumento do tempo de detenção para 10 dias, em um dos sistemas, fez aumentar a performance para 47%. A eficiência de remoção de fósforo para todos os sistemas foi de 37%. Foi verificado que com o aumento do tempo de detenção de 7 dias, houve um aumento da eficiência para 53%; para o tempo de detenção de 10 dias a eficiência aumentou para 69% (Chick e Mitchell, 1995).

### 1.4.3 Método de avaliação de eficiência

O ponto principal para a determinação do nível de desempenho destes sistemas está na identificação e entendimento de qual componente e mecanismo são importantes na obtenção da melhor eficiência (Howard-Williams, 1985; Middlebrooks 1987; Kadlec, 1990 apud Breen, 1990). Elementos importantes na avaliação de eficiência são o balanço hidrológico, caracterização do substrato e mecanismos de remoção de nutrientes.

Um importante método de avaliação de eficiência dos banhados é o balanço de massa. Através deste método pode-se estimar o potencial dos banhados no tratamento de águas residuárias (baseado no modelo *steady-state*, descrito no parágrafo abaixo), e fornecer os processos de remoção envolvidos no tratamento, bem como a quantificação do percentual de remoção, (Breen, 1990).

O sistema a ser analisado é dividido em componentes, tais como: raízes, rizomas, parte aérea, substrato, filmes orgânicos. As componentes são avaliadas em função das mudanças que ocorrem em sua massa. Desta forma, é possível identificar a importância de cada componente, permitindo a formulação de hipóteses sobre os mecanismos de remoção e da quantidade estocada na sua biomassa.

O desempenho do sistema pode ser descrito por um simples modelo *steady-state* de primeira ordem (fig.1.1). Nesse modelo, a entrada e a saída são representadas por  $x$  e  $y$ , respectivamente, enquanto que  $k_1$  e  $k_2$  são coeficientes da taxa de absorção e liberação para as componentes fixas, conforme equação 5 (Howard-Williams, 1985 apud Breen, 1990).

$$y = x - (k_1 - k_2) \cdot x \quad (5)$$

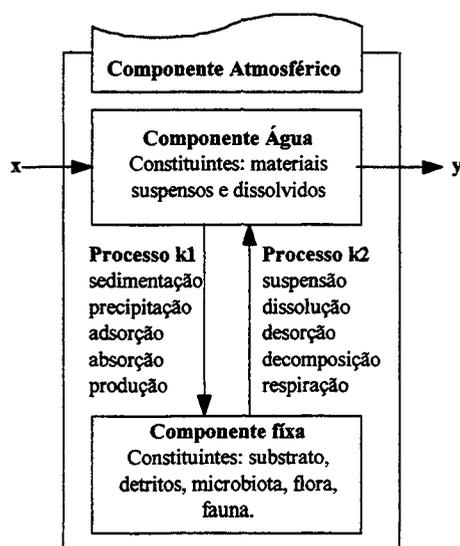


Figura 1.1 - Diagrama do Modelo de banhados proposto por Howard-Williams (1985) apud Breen (1990).

## 2 OBJETIVOS

---

### Objetivo Geral

Avaliar banhados construídos para controle de efluente de reator anaeróbio.

### Objetivos Específicos

1. analisar o comportamento dos banhados construídos na fase de estabelecimento dos estandes de macrófitas aquáticas e na fase dos estandes consolidados, para determinar o seu potencial na redução efetiva de cargas poluidoras oriundas de efluente de reator anaeróbio;
2. determinar qual espécie de macrófita aquática (*Typha subulata*, *Zizaniopsis bonariensis* e associação das duas espécies) que melhor se adapta às condições de operação e promove maior eficiência;
3. utilizar um balanço de massa para estimar o potencial de eficiência;
4. estabelecer modelos empíricos de eficiência;
5. estabelecer modelos empíricos de produção de biomassa das macrófitas testadas.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

O Sistema experimental foi implantado na estação de tratamento de esgoto do Parque da Matriz - Cachoeirinha (CORSAN), município de Porto Alegre – RS, tratando água residuária doméstica por um reator anaeróbio-UASB.

Neste local foram implantados dois experimentos utilizando banhados construídos. No 1º experimento, macrófitas já estabelecidas, e no 2º, em fase de estabelecimento (Figura 3.1).

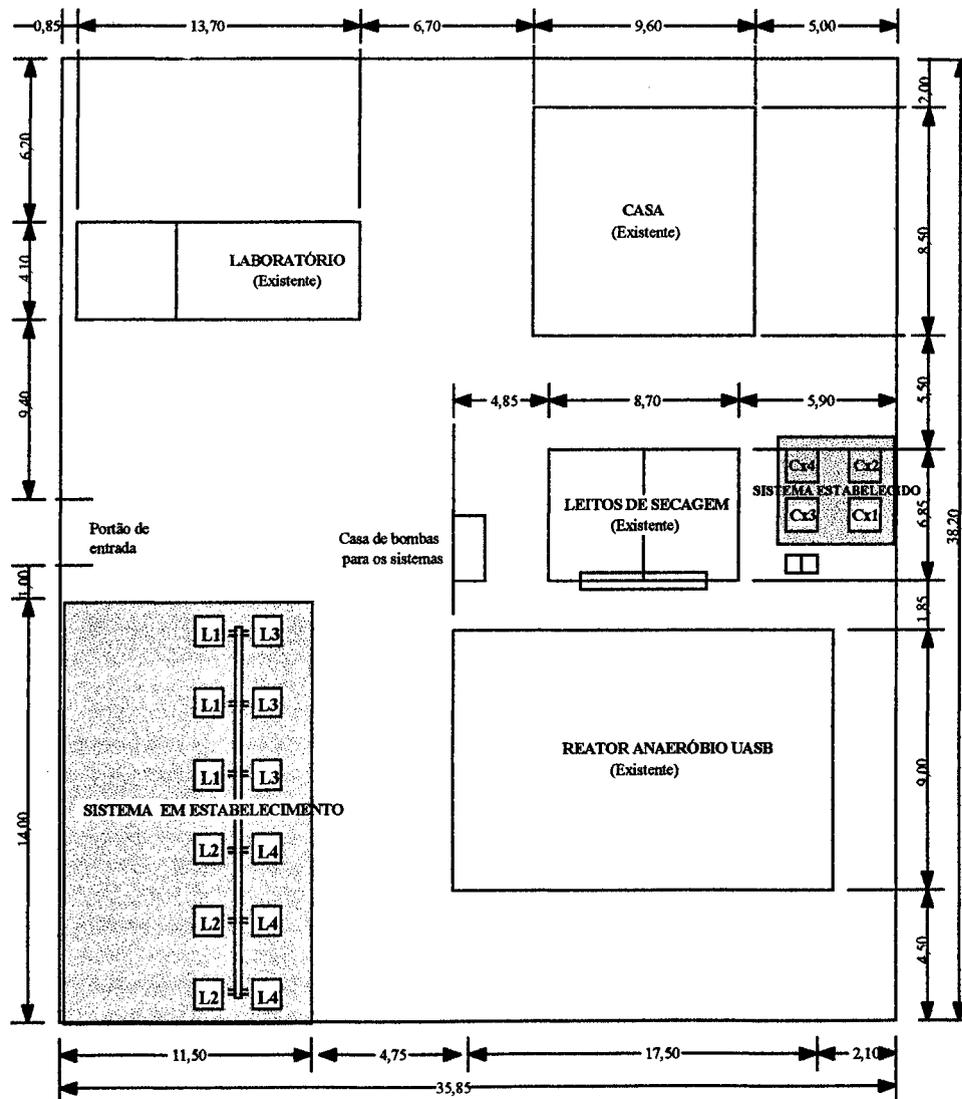


Figura 3.1 – Croqui da Estação de Tratamento de Esgoto Parque da Matriz (Cachoeirinha-RS). **Sistemas estabelecidos:** cx.1 e cx.2 - sistemas contendo *T. subulata* e cx.3 e cx.4 - sistemas controle: somente substrato. **Sistemas em estabelecimento:** L1 - sistemas simples: *Z. bonariensis*; L2 - sistemas simples: *T. subulata*; L3 - sistemas múltiplos: *T. subulata*, *Z. bonariensis*; L4 - sistemas controle: somente substrato.

## 3.2 SISTEMA EXPERIMENTAL

### 3.2.1 Sistemas estabelecidos

Foram construídas quatro bases de cimento e sobre estas, instalados dois banhados (cx. 1 e 2 - caixas de cimento amianto) com diferentes densidades iniciais de *Typha subulata* e dois sistemas controle (cx. 3 e 4 - caixas de cimento amianto), contendo apenas substrato (Figura 3.2 e 3.3). Os dois banhados (cx. 1 e 2) foram transportados da Estação Recuperadora de Qualidade Ambiental (ERQA) - Campus do Vale/UFRGS. Estes sistemas já tinham sido utilizados para tratamento de diferentes efluentes em estudos anteriores, tendo os seus estandes de macrófitas plenamente desenvolvidas.

O substrato (areia grossa,  $\phi \geq 1$  mm) utilizado para as caixas controle, possui camada de 50 cm. Um sistema drenante com peças de pvc de 3/4" foi instalado na extremidade inferior de cada sistema (Figura 3.4). Torneiras instaladas em sua base permitiram a coleta de amostras.



Figura 3.2 – Banhados construídos estabelecidos e controles (*Typha subulata*).



Figura 3.3 - Banhados construídos estabelecidos e controles (*Typha subulata*) após 3 meses de alimentação com efluente doméstico.



Figura 3.4 – Drenagem e torneira para coleta de amostras de banhados construídos estabelecidos.

### 3.2.2 Sistemas em estabelecimento

Foram instalados 12 banhados, tendo como base tanques de lona com a capacidade de 1000 litros cada. Estes foram organizados de acordo com a área disponível, evitando o sombreamento entre as unidades (Figura 3.5).



Figura 3.5 – Disposição e montagem dos banhados em estabelecimento.

Estes tanques foram forrados internamente com lona preta (0,2 mm de espessura), em dupla face, para assegurar uma melhor vedação; sobre esta foi depositado o substrato (areia grossa,  $\phi \geq 1$  mm), formando uma camada de 25 cm. Foi instalado um sistema drenante interno composto por tubo pvc de 3/4". O nivelamento e drenagem d'água nos banhados foram controlados por um sistema de nível (Figura 3.7). As amostras foram coletadas nos sistemas através de torneiras instaladas na sua base (Figura 3.6 e 3.7). Uma calha perfurada foi instalada no início de cada banhado para recepção do afluente proveniente do reator anaeróbio, com a finalidade de distribuir o afluente e evitar erosão.

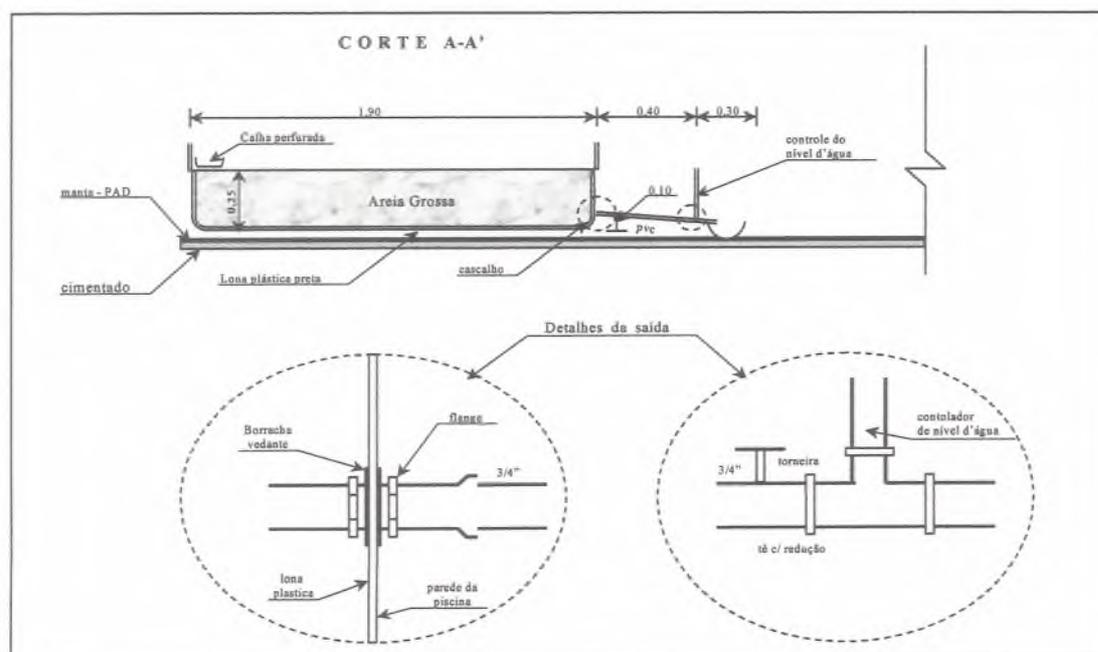


Figura 3 6 - Detalhes construtivos do sistema.



Figura 3.7 – Drenagem de banhados construídos em estabelecimento.

### 3.2.3 Macrófitas aquáticas

Foram utilizadas duas espécies de macrófitas aquáticas, a saber, *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (Figura 3.8). Os propágulos de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* foram coletados em banhados naturais, localizados na região de Porto Alegre-RS, próximos ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas e no município de Pelotas-RS, respectivamente. Após a coleta, os propágulos foram lavados em água corrente para remoção do solo de origem, visando não introduzir seus materiais nos novos sistemas. A parte aérea das macrófitas aquáticas foi seccionada a uma altura de 40 cm a partir do rizoma.

a)



b)



Figura 3.8 – Banhados em estabelecimento – espécie *Zizaniopsis bonariensis*. a) estágio de crescimento em outubro/97; b) estágio de crescimento em dezembro/97.

O experimento foi organizado em sistemas simples e múltiplos. Os sistemas simples receberam separadamente, as espécies *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*. Os sistemas múltiplos receberam as duas espécies com a mesma densidade, seguindo a ordem: *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (Figura 3.9) e os sistemas controle receberam somente substrato. Para cada tipo de sistema houve triplicatas.

Cada sistema simples, recebeu 16 propágulos de cada espécie por m<sup>2</sup>, totalizando 40 mudas, que foram distribuídas em espaçamentos de 20 cm. Cada sistema múltiplo recebeu 20 mudas de cada espécie, distribuídas em espaçamentos de 20 cm.

#### 3.2.4 Substrato e proteção dos sistemas

O substrato constituído por areia grossa (material existente nas imediações do IPH) continham fragmento de material de construção, precisando de uma prévia limpeza, pois tais fragmentos poderiam influenciar no desempenho do sistema.

Visando amenizar o excesso de vento sobre as espécies transplantadas, evitando assim o tombamento das mesmas foi colocado uma tela (sombrit) em torno dos sistemas.



Figura 3.9 – Banhados em estabelecimento – sistemas mistura (*Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*) com estágio de crescimento em dezembro/97.

### 3.3 CARGA HIDRÁULICA

A carga hidráulica inicial utilizada para cada sistema foi de 6,6 cm/dia ( $0,066 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Este valor foi baseado na média de valores utilizados em sistemas de escala real (tabela 1.3 - item 1.4.1). Estas cargas foram aplicadas de forma crescente em cada sistema (dobro), até a verificação de falha na eficiência nos mesmos (tabela 3.1). A mudança de carga era efetuada quando se verificava que o efluente apresentava características constantes (em termos de DQO).

Tabela 3.1 - Carga Hidráulica Utilizada nos Sistemas Experimentais

SISTEMAS ESTABELECIDOS			SISTEMAS EM ESTABELECIMENTO		
Carga (L/d)		Data	Carga (L/d)		Data
Carga 1	82,50	16/06/97	Carga 1	163,00	21/07/97
Carga 2	165,00	17/10/97	Carga 2	326,00	10/11/97
Carga 3	330,00	15/12/97			

A alimentação dos sistemas foi semi-contínua, efetuada manualmente através de baldes plásticos graduados de 10 litros, sendo realizada em quatro períodos, até completar a carga diária. A primeira carga diária fornecida ao sistema foi realizada sempre antes da coleta dos efluentes. Dados meteorológicos (precipitação, evaporação) foram fornecidos pelo 8º DISME - Distrito de Meteorologia.

### 3.4 COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS

#### 3.4.1 Afluente e Efluente

As coletas das amostras de líquido foram realizadas com frequência quinzenal, sendo efetuadas no período da manhã (Figura 3.10). O monitoramento teve início em julho de 1997 seguindo até janeiro de 1998. Não foi efetuada coleta de amostras durante o mês de agosto devido à manutenção na estação. Neste período os banhados foram alimentados com água. As amostras foram realizadas havendo o cuidado de efetuar descarte de 300 ml iniciais, visando remover qualquer material acumulado naquela estrutura. As análises das amostras afluente e efluente (Tabela 3.2) foram realizadas de acordo com Standard Methods for Examination Water and Wastewater da APHA (1996).

a)



b)



Figura 3.10 – Amostras coletadas do afluente e efluente. a) leitos em estabelecimento; b) leitos estabelecidos.

Tabela 3.2 – Métodos utilizados para análise de amostras de água

Parâmetro	Unidade	Método
pH	-	potenciométrico
Cor	mg/L de Pt	comparação visual
Turbidez	UNT	nefelométrico/horiba
Temperatura da água	°C	direto
Temperatura do ar	°C	direto
Alcalinidade	mg/L CaCO <sub>3</sub>	titulométrico
Sólidos suspensos totais	mg/L	gravimétrico
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	gravimétrico
Demanda química de oxigênio	mg/L O <sub>2</sub>	tit. refluxo fechado
Oxigênio dissolvido	mg/L	horiba
Potencial redox	mv	potenciométrico/horiba
Condutividade	micromhos/cm	potenciométrico/horiba
íons		
Cloreto	mg/L Cl <sup>-</sup>	cromatografia iônica
Fluoreto	mg/L F <sup>-</sup>	cromatografia iônica
Sulfato	mg/L SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	cromatografia iônica
Nitrito	mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	cromatografia iônica
Nitrato	mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	cromatografia iônica
Ortofosfato	mg/L PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> -P	cromatografia iônica
Fósforo total	mg/L	colorimétrico
Nitrogênio de kjeldahl	mg/L	macro-kjeldahl
Amônia	mg/L NH <sub>3</sub> -N	titulométrico
Coliformes totais e fecais	NMP/100mL	incubação

As macrófitas (*Typha subulata*) contidas nos blocos de cada sistema foram medidas (comprimento e quantidades das folhas), para verificação da taxa de crescimento ( $m/m^2$ ) e pesadas para obtenção da biomassa ( $g/m^2$ ) em peso seco. Dessa biomassa seca, foram selecionadas três folhas de maior comprimento de cada banhado, e analisadas para verificação de nitrogênio total, fósforo total, enxofre total e carbono orgânico (Tedesco et al., 1995).

#### 3.4.2.2 Sistemas em estabelecimento

Neste sistema foi realizada somente uma coleta no final do período amostral. Os banhados foram divididos em 20 blocos com dimensões de 0,38 x 0,32 metros, sendo escolhido 1 bloco de forma aleatória, enquanto que nos banhados mistura (*Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*) foram escolhidos 2 blocos. Para os sistemas controle foi realizada amostragem apenas do substrato. A forma de amostragem e análise realizada para as macrófitas e substrato foram as mesmas para os sistemas estabelecidos (item 3.4.2.1).

### 3.5 BALANÇO DE MASSA

O balanço de massa foi efetuado através do cálculo da concentração de nitrogênio e fósforo dos compartimentos (folhas, raiz/rizoma e substrato) das espécies (*Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*)), sendo utilizada a média das repetições de cada espécie. Para isto foi utilizada a biomassa final das folhas e raiz/rizoma ( $g/m^2$ ), a concentração de nitrogênio e fósforo contida na folhas, raiz/rizoma e substrato ( $g/kg$ ), bem como a carga afluenta e efluente aplicada durante todo o período de teste ( $mg/m^2.d$ ).

Com esses dados, foi calculado a massa (kg) contida em cada compartimento (massa foliar, massa raiz/rizoma e massa substrato) através da multiplicação desta com a área do sistema. O valor da densidade da areia utilizada para o cálculo da massa do substrato foi de  $2650 kg/m^3$  (Weast et al., 1979).

Desse modo, a carga de nitrogênio e fósforo retido pelas macrófitas e substrato foi calculada através da multiplicação da concentração de nitrogênio e de fósforo de cada compartimento pela sua massa ( $g/m^2$ ). A soma das cargas encontradas nas macrófitas e no substrato resulta na carga total contida no sistema ( $mg/m^2.d$ ).

### 3.6 VARIÁVEIS RESPOSTA

As variáveis resposta analisadas para o afluente e efluente foram: alcalinidade, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, cor, condutividade, pH, potencial redox, OD, temperatura (líquido/ar), turbidez, DQO, NTK, amônia, nitratos, nitritos, fósforo total, ortofosfatos, sulfatos, fluoretos, cloretos, coliformes totais e fecais. As variáveis resposta para a biomassa e substrato foram: nitrogênio total, fósforo total, enxofre total e carbono orgânico.

### 3.7 DELINEAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

Para a análise das variáveis resposta foi aplicado Análise de Variância e teste F ( $p < 0,05$ ), com ajuste para a covariável precipitação, tendo como fator as espécies macrófitas aquáticas em quatro níveis (nível 0= somente substrato; nível 1= *Z. bonariensis*; nível 2= *T. subulata*; nível 3= mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*).

Para a comparação das espécies individualmente, utilizou-se a diferença mínima significativa das médias (Cohcran e Cox, 1957). Foi calculado ainda o percentual de remoção relativo a cada variável resposta.

Um balanço de massa foi efetuado para quantificar as concentrações de nutrientes retidos nos diferentes compartimentos dos sistemas. Cada sistema foi dividido nos compartimentos raízes, rizomas, parte aérea, substrato, filme orgânico do substrato e raízes. A avaliação dos compartimentos baseou-se nas mudanças que ocorrem na massa em relação as variáveis resposta (nitrogênio total e fósforo total).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

---

Áreas com baixa densidade populacional, fazendas, casas de campo e residências isoladas, com recursos técnicos e econômicos limitados, poderão utilizar a técnica de banhados construídos no controle de efluentes domésticos, uma vez que estes tem apresentado boa performance em países que adotaram essa tecnologia. Além disso, podem contribuir como tratamento complementar aos sistemas convencionais já existentes.

Os banhados construídos vêm demonstrando boa tolerância em relação a variabilidade quali-quantitativa da carga recebida e flexibilidade de aplicações. Porém, o seu desempenho é muito variável, devido a influência climática, a falta de entendimento suficiente na determinação de critérios de projeto e procedimentos operacionais, necessitando deste modo, de estudos mais detalhados que contribuirão para a base do crescimento deste recurso.

Partindo dessa premissa, este estudo busca o conhecimento do desempenho dos banhados construídos em diferentes fases, permitindo a determinação da eficiência destes, no estágio inicial do seu desenvolvimento. Dados da literatura não mostram quantitativamente as eficiências, nem mesmo problemas operacionais nos estágios compreendidos entre a implantação e a maturação das macrófitas aquáticas. Este estágio é de extrema importância uma vez que, teoricamente as eficiências são baixas, somando-se a isto, o elevado potencial de falha de grande parte dos propágulos vegetativos implantados.

### 4.1 DESEMPENHO DOS SISTEMAS EM ESTABELECIMENTO

Os sistemas em estabelecimento receberam duas cargas durante o período amostral. A primeira carga hidráulica foi de 163 L/dia e a segunda foi de 326 L/dia. Para avaliar o desempenho dos sistemas na redução de cargas poluidoras durante a fase inicial, foi aplicada a Análise de Variância e o teste F ( $p < 0,05$ ). Foi utilizado para comparação da diferença entre as espécies, a Diferença Mínima Significativa (D.M.S.).

#### 4.1.1 Turbidez

A redução de turbidez variou na faixa de -272,45 a 98,57% (Figura 8.1-anexo) durante o período amostral. Os leitos contendo as espécies *Typha subulata* (2b) e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3b) apresentaram melhor eficiência que os leitos controle (0a) (Tabela 4.1), havendo diferença significativa entre eles ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 23,59). Não houve diferença significativa entre espécies para esta variável, nas condições experimentais.

A mudança de carga aplicada ao sistema ocasionou redução na eficiência dos leitos (Tabela 4.2; Figura 8.2-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial (**b**) e carga final (**a**) para esta variável ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 16,82).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável turbidez resultou em diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos (Tabela 4.3). De acordo com a tabela 4.3 (Figura 8.3-anexo), a interação (**1c**), (**5c**) e (**7c**) diferenciou significativamente da interação (**2a**) e (**4b**). Também a interação (**3bc**), (**4b**), (**6bc**) e (**8bc**) apresentou diferença significativa em relação a interação (**2a**) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 33,41).

A covariável precipitação exerceu influência significativa ( $p < 0,05$ ) para o aumento de turbidez do efluente, contribuindo para o carreamento dos resíduos do solo de origem, aderidos às raízes e rizomas (Tabela 4.1). Além disso, a morte e decomposição de alguns propágulos contribui para esse aumento. O crescimento e a expansão dos estandes das macrófitas, poderão futuramente contribuir para melhoria do efluente.

#### 4.1.2 Cor

A redução de cor variou na faixa de -1500 a 91,67% (Figura 8.1-anexo). Os leitos contendo as espécies apresentaram-se ineficientes na redução de cor (Tabela 4.1). A diferença na eficiência média dos leitos controle (**0c**) em relação a espécie *Zizaniopsis bonariensis* (**1a**) e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (**3ab**) foi significativa. Também houve diferença significativa entre a espécie *Typha subulata* (**2bc**) e a espécie *Zizaniopsis bonariensis* (**1a**) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 134,6).

A mudança de carga aplicada ao sistema ocasionou aumento na eficiência dos leitos (Tabela 4.2; Figura 8.2-anexo), apresentando diferença significativa entre a carga final (**b**) e a carga inicial (**a**) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 96).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável cor resultou em diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos (Tabela 4.3). De acordo com a tabela 4.3 (Figura 8.3-anexo), a interação (**1cd**) e (**6cd**) diferenciou significativamente da interação (**3a**), (**4b**), (**5a**) e (**7a**). Também a interação (**4b**) apresentou diferença significativa em relação a interação (**3a**), (**5a**) e (**7a**) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 190,6).

A covariável precipitação não exerceu influência significativa para o aumento de cor do efluente, para as condições experimentais.

#### 4.1.3 Coliformes totais e coliformes fecais

Os banhados mostraram-se eficientes na remoção de coliformes totais e coliformes fecais, variando na faixa de -45 a 100% e 30 a 100%, respectivamente (Figura 8.1-anexo).

Nenhuma diferença significativa ocorreu entre espécies para as duas variáveis (Tabela 4.1). Não houve diferença significativa entre espécies e controle para as duas variáveis nas condições experimentais (Tabela 4.1).

A mudança de carga aplicada ao sistema, ocasionou redução na eficiência média dos leitos, devido a fase de adaptação à nova carga (Tabela 4.2; Figura 8.2-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial (b) e a carga final (a) para ambas variáveis ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 5,46 e 3,57).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre as variáveis coliformes totais e coliformes fecais não apresentou diferença significativa entre eficiência média para as duas variáveis, nas condições experimentais (Tabela 4.3).

Apesar de se tratar de um sistema em fase inicial, os resultados encontrados foram satisfatórios e similares aos valores obtidos em estudos apresentados na literatura. De acordo com Watson et al. (1990), a eficiência encontrada em vários sistemas variou de 87 a 100%; Nyakango e Bruggen (1998), encontraram eficiência de remoção de 99% para coliformes fecais; Reimold e McBrien (1997), encontraram eficiência média para coliformes fecais e totais de 84 e 91%, respectivamente. Rivera et al. (1995), encontraram eficiência para coliformes fecais e totais na faixa de 35 a 90% e 35 a 91%, respectivamente; outro sistema estudado por Hiley (1995), apresentou eficiência na faixa de 38 a 89%.

#### 4.1.4 Nutrientes

##### 4.1.4.1 Nitrogênio de Kjeldahl, Amônia e Nitrato

A remoção de NTK e  $\text{NH}_3$  foi satisfatória, enquanto que para  $\text{NO}_3^-$  ineficiente. A variação foi de -20,01 a 99,33%, 18,62 a 99,94% e -4176,92 a 88,89% para NTK,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3^-$ , respectivamente (Figura 8.4-anexo). Nenhuma diferença significativa entre espécies foi verificada para as variáveis NTK e  $\text{NH}_3$  (Tabela 4.1). Também nenhuma diferença significativa entre espécies e controle foi verificada.

Em relação a  $\text{NO}_3^-$ , houve diferença significativa entre espécies (D.M.S. 299,8). Os leitos com *Typha subulata* (2b) e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3b) apresentaram menor ineficiência que os leitos com *Zizaniopsis bonariensis* (1a) (Tabela 4.1).

Os banhados mostraram-se eficientes na remoção de  $\text{NH}_3$ , enquanto que para  $\text{NO}_3^-$  foram ineficientes (Figura 8.4-anexo). Esse resultado indica que o processo de nitrificação prevaleceu no sistema. Os banhados subsuperficiais se caracterizam por apresentar baixa concentração de oxigênio dissolvido, sendo a nitrificação considerada um fator limitante para remoção de nitrogênio (Davies e Hart, 1990; Hsieh e Coultas, 1989 apud Sikora et al., 1995).

De acordo com Hiley (1995), são necessários 4,3 g de oxigênio para transformar 1g de amônia em nitrato.

A nitrificação pode ocorrer em baixos níveis de oxigênio dissolvido, mas a taxa de reação é consideravelmente menor que a nitrificação a níveis de oxigênio dissolvido superiores a 2 mg/L (De Renzo, 1978; Grady e Lim, 1980 apud Sikora et al., 1995). Os níveis de oxigênio encontrados no sistema experimental variaram na faixa de 1,24 a 5,49 mg/L, sendo considerado um nível apropriado para realização da nitrificação.

A remoção de nitrato depende da ausência de oxigênio e de um grau de contato entre a água residuária e o solo (Nichols, 1983). Em condições apropriadas a denitrificação pode ser estimulada. Essas condições são: níveis de oxigênio inferiores a 0,2 mg/L, condições locais para o bom desempenho das bactérias, suplemento de carbono orgânico e suplemento de nitrato (Horne, 1995; Nichols, 1983).

A ineficiência de remoção de nitrato pode ter sido causada pelos níveis de oxigênio dissolvido encontrado no sistema experimental, que foram superiores aos valores permitidos para estimular a denitrificação. O nível reduzido de carbono orgânico encontrado no solo dos leitos pode ser um agravante para a reduzida denitrificação. Esse nível variou na faixa de 1,60 a 2,00 g/kg durante o período amostral. Além disso, para que ocorra a denitrificação, um suplemento de nitrato seria necessário. O nível de nitrato encontrado no afluente variou na faixa de 0,05 a 0,38 mg/L e do efluente do sistema variou de 0,04 a 2,41 mg/L. Os níveis encontrados já são extremamente reduzidos para ocorrência de denitrificação.

Diversas pesquisas realizadas com banhados construídos apresentaram resultados bastante variáveis quando se trata da remoção de nitrogênio, geralmente com eficiência bastante reduzida. Brix (1998), registrou remoção de 50% de nitrogênio total; Nyakango e Brugger (1998), registraram remoção de NTK e  $\text{NH}_4^+$  de 90 e 92%, respectivamente. Billore et al., (1998), registraram remoção de NTK,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3^-$  de 59, 78 e 2%, respectivamente.

Estudo realizado por Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995), registraram eficiência média de 34% para amônia em 71 sistemas; Philippi et al., (1998), encontraram eficiência de nitrogênio total e  $\text{NO}_3^-$  de 78 e 80%, respectivamente. Gersberg et al. (1986) apud Juwarkar et al. (1995), registraram remoção de 28 a 91% de nitrogênio; Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995), registraram remoção na faixa de 25 a 88%.

Um estudo realizado por Urbanc-Bercic e Bulc (1995), registraram remoção de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3$  na faixa de -64,1 a 75% e -2074 a 72,8%, respectivamente; Borner (1992) apud Haberl et al. (1995), verificaram eficiência de remoção de 30% para amônia em 268 banhados europeus. De acordo com os resultados dos estudos apresentados anteriormente, a eficiência

para NTK e  $\text{NH}_3$  do sistema experimental foi extremamente satisfatória, uma vez que se trata de um sistema em fase inicial.

A mudança de carga ocasionou redução na eficiência média para todos os leitos, referente as três variáveis (Tabela 4.1; Figura 8.5-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial (**b**) e a carga final (**a**) para as três variáveis (D.M.S. 5,60; 4,41 e 213,8).

O aumento da carga hidráulica aplicada ao sistema repercutiu na redução da eficiência de remoção de NTK,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3^-$ , entretanto, os resultados apresentados são similares a valores encontrados em outros estudos. Williams et al. (1995), registraram que o aumento na taxa de escoamento, refletiu na redução de eficiência de nitrogênio amoniacal no efluente. Deste modo, a redução na nitrificação é freqüentemente a primeira indicação de sobrecarga no sistema., uma vez que as bactérias nitrificantes são sensíveis a depleção do oxigênio.

Van Oostrom (1995), verificou que a eficiência de remoção de nitrogênio em um banhado aumentava com o tempo; este efeito é atribuído a acumulação de matéria orgânica nos banhados, aumentando deste modo, o suplemento de carbono orgânico para denitrificação e condições apropriadas para a atuação dos microrganismos.

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre as variáveis NTK,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3^-$  não apresentou diferença significativa entre eficiência média para as três variáveis, nas condições experimentais (Tabela 4.3).

#### 4.1.4.2 Fósforo total e ortofosfato

A eficiência de remoção de fósforo total e ortofosfato variou de -546,67 a 99,82% e 11,89 a 99,85%, respectivamente (Figura 8.4-anexo). Em relação a redução de fósforo total, nenhuma diferença significativa foi verificada entre espécies (Tabela 4.1).

Em relação a redução de ortofosfato, a diferença na eficiência média entre espécies (**1**, **2** e **3b**) e controle (**0a**) foi significativa ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 6,97). Não houve diferença significativa entre espécies (Tabela 4.1).

A mudança de carga provocou redução na eficiência média dos leitos para as duas variáveis (Tabela 4.2; Figura 8.5-anexo). O acúmulo de água na superfície dos leitos controle, provocou a proliferação de algas, contribuindo para a ineficiência do sistema. Houve diferença significativa na eficiência média entre a carga inicial (**b**) e a carga final (**a**) para as duas variáveis, nas condições experimentais ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 30,80 e 4,97).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre as variáveis fósforo total não apresentou diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos, enquanto para a variável ortofosfato, a diferença foi significativa ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 9,87). De

acordo com a tabela 4.3 (Figura 8.6-anexo), a interação (3c), (4c), (5c), (6c), (7c) e (8c) diferenciou significativamente da interação (1b) e (2a). Também a interação (1b) apresentou diferença significativa em relação a interação (2a).

A quantidade de fósforo que é removida ou retida nos banhados é variável (Mitchell et al., 1995). Watson et al. (1990) registrou percentual de 0 a 90% de remoção em sistemas experimentais; Brix (1998), registrou remoção de 50% de fósforo; Nyakango e Bruggen (1998), registraram remoção de 88% de fósforo. Philippi et al., (1998), encontraram eficiência de 72% de fósforo total.

Um estudo utilizando sistemas simplificados, apresentou eficiência de remoção de fósforo total na faixa de 36,4 a 71,4% (Urbanc-Bercic e Bulc, 1995); Yang et al. (1995) registraram eficiência de remoção de 30,6% para fósforo total. Billore et al., (1998), registraram remoção de 58% de ortofosfato em um sistema com 5 meses de funcionamento.

Outra experiência realizada por Perfler e Haberl (1993) registraram eficiência de 58 a 80%; Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995), encontraram eficiência de 31,7% de remoção, em 71 sistemas pesquisados. Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995) registrou remoção de 11 a 83%.

Em vista da grande variação dos resultados citados anteriormente, o sistema experimental em estudo apresentou potencial para remoção de fósforo total e ortofosfato, alcançando níveis satisfatórios.

Tabela 4.1 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados em estabelecimento referente ao fator espécie.

Variáveis	P de F <sub>Covariável</sub>	TRATAMENTOS: Fator Espécie				P de F <sub>Espécie</sub>	D.M.S
		Controle	Z. bonariensis	T. subulata	Mistura		
Alcalinidade	< ,001	34,9 (0bc)	13,2 (1a)	40,6 (2c)	26,7 (3b)	< ,001	9,63
Cloretos	0,367	41,1 (0b)	30,8 (1ab)	38,7 (2b)	26,3 (3a)	0,054	11,87
Coliformes fecais	< ,001	97,76	91,93	94,34	95,38	0,146	5,01
Condutividade	< ,001	38,9 (0bc)	16,9 (1a)	45,7 (2c)	31,9 (3b)	< ,001	7,28
Cor	0,288	-35 (0c)	-276 (1a)	-123 (2bc)	-216 (3ab)	0,003	134,6
Coliformes totais	0,004	97,1	88,5	94,4	94,2	0,167	7,66
DQO	< ,001	32,9 (0a)	54,2 (1b)	70,2 (2b)	60,5 (3b)	0,002	19,39
NH <sub>3</sub>	< ,001	74	75,7	76,3	76	0,873	6,18
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,772	-128 (0b)	-499 (1a)	-94 (2b)	-179 (3b)	0,033	299,8
NTK	< ,001	69,4	76,9	79,6	74,2	0,070	7,85
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,130	71,8 (0a)	99,3 (1b)	97,8 (2b)	99,6 (3b)	< ,001	6,97
Fósforo total	0,002	26,5	59	78,8	64	0,111	61,16
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	< ,001	50,7 (0b)	-0,3 (1a)	42,2 (2b)	75,9 (3b)	< ,001	35,82
SST	< ,001	-22	-97	-15	-24	0,137	78,5
SSV	0,046	-107460	-149996	-39996	-58329	0,553	166116,3
Turbidez	< ,001	42,2 (0a)	64,6 (1ab)	81,9 (2b)	75,7 (3b)	0,007	23,59

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); D.M.S.: Diferença Mínima Significativa (0,05%).

Letras sob os diferentes tratamentos diferenciam as médias, “a” é atribuído à menor média, sendo que “a<b<c<d...”

Tabela 4.2 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados em estabelecimento referente ao fator carga.

Variáveis	P de F <sub>Covariável</sub>	TRATAMENTOS: Fator Carga		P de F <sub>Carga</sub>	D.M.S
		Inicial	Final		
Alcalinidade	< ,001	25,8	31,9	0,081	6,87
Cloretos	0,367	49,5 (b)	19 (a)	< ,001	8,46
Coliformes fecais	< ,001	100,02 (b)	89,69 (a)	< ,001	3,57
Condutividade	< ,001	37,6 (b)	29,1 (a)	0,001	5,19
Cor	0,288	-248 (a)	-77 (b)	< ,001	96
Coliformes totais	0,004	99,4 (b)	87,7 (a)	< ,001	5,46
DQO	< ,001	71,4 (b)	37,5 (a)	< ,001	13,82
NH <sub>3</sub>	< ,001	95,8 (b)	55,2 (a)	< ,001	4,41
NO <sub>3</sub>	0,772	-54 (b)	-396 (a)	0,002	213,8
NTK	< ,001	90,4 (b)	59,6 (a)	< ,001	5,60
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,130	95,3 (b)	88,9 (a)	0,012	4,97
Fósforo total	0,002	93,3 (b)	20,9 (a)	< ,001	30,80
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	< ,001	55,6	32,1	0,072	25,54
SST	< ,001	10 (b)	-89 (a)	< ,001	56
SSV	0,046	7781 (b)	-185672 (a)	0,002	118436,9
Turbidez	< ,001	86,1 (b)	46,1 (a)	< ,001	16,82

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); D.M.S.: Diferença Mínima Significativa (0,05%).

Letras sob os diferentes tratamentos diferenciam as médias, "a" é atribuído à menor média, sendo que "a<b<c<d...."

Tabela 4.3 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados em estabelecimento referente a interação carga e espécie.

Variáveis	P de F <sub>Covariável</sub>	TRATAMENTOS: Fatores Carga e Espécie								P de F <sub>Interação</sub>	D.M.S
		Controle		<i>Z. bonariensis</i>		<i>T. subulata</i>		Mistura			
		C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>	C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>	C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>	C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>		
Alcalinidade	< ,001	39,8 (1cd)	30 (2bc)	5,2 (3a)	21,3 (4b)	33,2 (5bc)	48 (6d)	25 (7b)	28,4 (8bc)	0,031	13,63
Cloretos	0,367	67,3 (1d)	14,9 (2a)	44,5 (3c)	17,1 (4ab)	45,4 (5c)	31,9 (6bc)	40,6 (7c)	12 (8a)	0,015	16,80
Coli. fecal	< ,001	100,40	95,12	100,40	83,47	100,17	88,52	99,11	91,65	0,109	7,09
Condutividade	< ,001	49,1	28,7	19,4	14,4	46,2	45,2	35,8	28	0,055	10,31
Cor	0,288	27 (1cd)	-96 (2bc)	-372 (3a)	-179 (4b)	-258 (5a)	12 (6cd)	-389 (7a)	-44 (8c)	0,005	190,6
Coli. total	0,004	99,7	94,4	100,1	77	99,6	89,1	98,1	90,4	0,103	10,84
DQO	< ,001	76,3 (1c)	-10,4 (2a)	64,8(3bc)	43,7 (4b)	75,5 (5c)	64,8 (6bc)	69,1 (7bc)	51,8 (8bc)	< ,001	27,45
NH <sub>3</sub>	< ,001	94,9	53,1	97,3	54,1	93,1	59,6	98	54,1	0,316	8,76
NO <sub>3</sub>	0,772	-79	-177	-130	-867	7	-195	-13	-345	0,169	424,5
NTK	< ,001	89,1	49,7	91	62,8	91,7	67,6	90	58,4	0,269	11,11
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,130	84,7 (1b)	58,8 (2a)	99,2 (3c)	99,5 (4c)	98,1 (5c)	97,4 (6c)	92,2 (7c)	99,9 (8c)	< ,001	9,87
Fósforo total	0,002	95,6	-42,7	95,6	22,4	95,4	62,3	86,5	41,4	0,078	61,16
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	< ,001	51,6	49,8	34	-34,5	60,8	37,5	76	75,8	0,205	50,71
SST	< ,001	37	-81	-7	-187	11	-42	-2	-47	0,291	111,1
SSV	0,046	7808	-222727	7770	-307763	7776	-87768	7771	-124430	0,553	235203,5
Turbidez	< ,001	97,1 (1c)	-12,7 (2a)	76,5 (3bc)	52,7 (4b)	84,4 (5c)	79,3 (6bc)	86,4 (7c)	65 (8bc)	< ,001	33,41

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); D.M.S.: Diferença Mínima Significativa (0,05%); C<sub>0</sub>: Carga Inicial (163 l/d); C<sub>1</sub>: Carga Final (326 l/d)  
 Letras sob os diferentes tratamentos diferenciam as médias, "a" é atribuído à menor média, sendo que "a<b<c<d...."

#### 4.1.5 Demanda química de oxigênio

A variação de remoção de DQO foi de -323,27 a 97,19% (Figura 8.7-anexo). Os leitos com espécies (1, 2 e 3b) apresentaram melhor eficiência que os leitos controle (0a) (Tabela 4.1). A diferença entre a eficiência média dos leitos com espécies e dos leitos controle foi significativa ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 19,39). Não houve diferença significativa entre espécies para esta variável, nas condições experimentais.

Os valores da eficiência média para o sistema experimental foram similares à eficiência apresentada em outros estudos tratando efluente doméstico. Um estudo realizado por Vymazal (1996), apresentou eficiência média de 80,9% em sete banhados construídos; Yang et al. (1995), estudando um sistema em quatro estágios, obteve eficiência média de 73,5%.

Estudos realizados por Urbanc-Bercic e Bulc (1995), apresentaram eficiência de 48 a 83%; Nyakango e Bruggen (1998), encontraram eficiência de 96% de remoção de DQO. Outro estudo realizado por Reimold e McBrien (1997), apresentaram eficiência de 48%. Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995), encontraram eficiência média de 65,6%, em 71 banhados construídos; Philippi et al. (1998), encontraram eficiência de 71% de remoção de DQO.

Houve diferença significativa entre a carga inicial (b) e a carga final (a) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 13,82) nas condições experimentais, ocasionando redução na eficiência do sistema com a mudança de carga (Tabela 4.2; Figura 8.8-anexo). Além disso foi verificado aumento de proliferação de algas nos leitos controle, reduzindo assim, a eficiência.

A eficiência de remoção de DQO é influenciada pela carga e pelo tempo de detenção do sistema (Netter, 1993). Num estudo realizado por Netter (1993), a eficiência de remoção de DQO variou de 19 a 97%, para carga hidráulica de 15 a 60 mm/dia e diferentes substrato.

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável DQO resultou em diferença significativa entre eficiências médias para os diferentes tratamentos (Tabela 4.3). De acordo com a tabela 4.3 (Figura 8.9-anexo), a interação (1c) e (5c) diferenciou significativamente da interação (2a) e (4b). Também a interação (3bc), (6bc), (7bc) e (8bc) apresentou diferença significativa em relação a interação (2a) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 27,45).

A covariável precipitação exerceu influência significativa para a redução de eficiência média de DQO. O fator carga e a interação carga e espécie sofreu alteração, ocasionada pelo período chuvoso.

#### 4.1.6 Sólidos suspensos totais e voláteis

A variação de remoção de Sólidos Suspensos Totais e de Sólidos Suspensos Voláteis foi de -946,88 a 100% e -2349900,0 a 100%, respectivamente (Figura 8.9-anexo). Não houve diferença significativa entre espécies para as duas variáveis, nas condições experimentais (Tabela 4.1). Nenhuma diferença significativa entre espécies e controle foi verificada para ambas variáveis.

De acordo com Thomas et al. (1995), o percentual de remoção de sólidos suspensos varia de 95 a 99% em banhados construídos, obtendo melhor desempenho em sistemas com macrófitas totalmente estabelecidas. O tempo de detenção, o contato com a rizosfera e a adsorção, aumentam o processo de remoção (Hiley, 1995; Tchobanoglous, 1991 apud Martin e Johnson, 1995).

Um banhado construído operando há 10 anos, apresentou eficiência de 87 a 92% (Gearheart, 1992); Nyakango e Bruggen (1998), registraram 85% de remoção de SS em um banhado construído. Billore et al., (1998), registraram remoção de 78% de SST em um sistema com 5 meses de funcionamento; Philippi et al., (1998), encontraram eficiência de SST e SSV de 38% e 57%, respectivamente.

Outro sistema, operando há 1 ano promoveu remoção de 75% (Chick e Mitchell, 1995); a eficiência média de 7 banhados, com tempo de operação de 2 a 4 anos, foi de 91,1% (Vymazal, 1996). Reimold e McBrien (1997), encontraram remoção para SST e SSV de 76 e 7%, respectivamente. Estudos realizados por Watson et al. (1990), (tabela 1.3 – item 1.4), em 29 sistemas, apresentaram eficiência entre 49 a 98%. O tempo de operação variava de 1 a 3 anos.

A mudança de carga aplicada ao sistema, ocasionou aumento de eficiência média dos leitos (Tabela 4.2). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial (b) e a carga final (a) para as duas variáveis ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 56,0 e 118436,9).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre as variáveis SST e SSV não apresentou diferença significativa entre eficiência média para as duas variáveis, nas condições experimentais (Tabela 4.3).

A diversidade de plantas, substrato, carga hidráulica e orgânica, tempo de detenção, tempo de operação, entre outros, influencia no grau de eficiência dos banhados construídos, como mostram os estudos citados. A reduzida eficiência média apresentada em todos os leitos pode ser explicada por se tratar de um sistema em fase inicial.

O período chuvoso exerceu influência significativa no desempenho dos banhados, provocando o carreamento dos filmes orgânicos aderidos às raízes, ocasionando deste modo o aumento de SST e SSV no sistema.

#### 4.1.7 Condutividade

A condutividade variou na faixa de 87,62 a -17,65 (Figura 8.7-anexo). A diferença na eficiência média entre espécies foi significativa ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 7,28). A espécie *Typha subulata* (2c) foi mais eficiente que a espécie *Zizaniopsis bonariensis* (1a) e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3b) (Tabela 4.1). Também houve diferença significativa entre mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3b) e *Zizaniopsis bonariensis* (1a).

A mudança de carga provocou redução de eficiência no sistema (Tabela 4.2; Figura 8.8-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre carga inicial (b) e carga final (a) ( $p < 0,05$ , D.M.S. 5,19).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável condutividade não apresentou diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos, nas condições experimentais (Tabela 4.3).

O período chuvoso exerceu influência significativa no desempenho dos banhados para esta variável, nas condições experimentais (Tabela 4.1).

#### 4.1.8 Alcalinidade e pH

A redução de alcalinidade variou de -59,33 a 84,24% (Figura 8.10-anexo). A diferença na eficiência média entre espécies foi significativa ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 9,63). A macrófita *Typha subulata* (2c) foi mais eficiente que *Zizaniopsis bonariensis* (1a) e a mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3b) (Tabela 4.1).

Os leitos mistura (*Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*) (3b) foram mais eficiente que a espécie *Zizaniopsis bonariensis* (1a). Não houve diferença significativa entre *Typha subulata* (2c) e leitos controle (0bc).

A mudança de carga não ocasionou diferença significativa na eficiência entre carga inicial e carga final (Tabela 4.2).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável alcalinidade resultou em diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos. De acordo com a tabela 4.3 (Figura 8.12-anexo), a interação (6d) diferenciou significativamente da interação (2bc), (3a), (4b), (5bc), (7b) e (8bc). Também a interação (1cd), (2bc), (4b), (5bc), (7b) e (8bc) apresentou diferença significativa em relação a interação (3a) (D.M.S. 13,63).

A covariável precipitação exerceu influência significativa ( $p < 0,05$ ) para as diferenças de eficiência ocorridas no efluente, para o fator espécie e para a interação carga e espécie nas condições experimentais.

Os valores de pH permaneceram na faixa de 6,93 a 7,44 para o afluente e 5,92 a 8,11 para o efluente. As mudanças ocorridas no pH entre os afluentes e efluentes foram pequenas.

#### 4.1.9 Sulfato

A variação de remoção de sulfato foi de -352,70 a 95,12% (Figura 8.10-anexo). Houve diferença significativa entre espécies ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 35,82). Os leitos com *Typha subulata* (2b) e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3b) foram mais eficientes que os leitos com *Zizaniopsis bonariensis* (1a) (Tabela 4.1).

Nenhuma diferença significativa entre carga inicial e carga final foi verificada (Tabela 4.2).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável sulfato não apresentou diferença significativa entre eficiência média, nas condições experimentais (Tabela 4.3).

A covariável precipitação exerceu influência significativa para a redução de eficiência média para o fator espécie, carga e para a interação carga e espécie desta variável, ocasionada pelo período chuvoso (Tabela 4.1).

#### 4.1.10 Cloreto

A redução de cloreto variou de -17,89 a 91,18% (Figura 8.10-anexo). Houve diferença significativa entre espécies ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 11,87). Os leitos com *Typha subulata* (2b) foram mais eficientes que os leitos com mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3a) (Tabela 4.1). Os leitos controle (0b) foram mais eficientes que os leitos com mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (3a).

A mudança de carga provocou redução de eficiência no sistema (Tabela 4.3; Figura 8.11-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre carga inicial (b) e a carga final (a) ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 8,46).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável cloreto resultou em diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos (Tabela 4.3). De acordo com a tabela 4.3 (figura 8.12-anexo), a interação (1d) diferenciou significativamente da interação (2a), (3c), (4ab), (5c), (6bc), (7c) e (8a). Também a interação (3c), (5c), (6bc) e (7c) apresentou diferença significativa em relação a interação (2a) e (8a) (D.M.S. 16,80).

## 4.2 DESEMPENHO DOS SISTEMAS ESTABELECIDOS

Os sistemas estabelecidos receberam três cargas durante o período amostral. A primeira carga hidráulica foi de 82,5 L/dia, a segunda foi de 165 L/dia e a terceira foi de 330 l/dia. Para avaliar o desempenho dos sistemas na redução de cargas poluidoras, foi aplicada a Análise de Variância e o teste F ( $p < 0,05$ ). Foi utilizado para comparação da diferença entre as espécies, a Diferença Mínima Significativa (D.M.S.).

### 4.2.1 Turbidez

A redução de turbidez variou na faixa de 46,43 a 98,52% (Figura 8.13-anexo) durante o período amostral. Nenhuma diferença significativa entre os leitos com *Typha subulata* e leitos controle foi verificada (Tabela 4.4).

A mudança de carga aplicada ao sistema ocasionou redução na eficiência dos leitos (Tabela 4.5; Figura 8.14-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 7,15/5,84). A carga inicial (1b) e intermediária (2b) foi mais eficiente que a carga final (3a) (Tabela 4.5). Não houve diferença significativa entre carga inicial (1b) e carga intermediária (2b).

A interação dos fatores carga e espécie não apresentou diferença significativa entre suas eficiências médias para os diferentes tratamentos, para a variável nas condições experimentais (Tabela 5.6).

A covariável precipitação não exerceu influência significativa na eficiência do sistema (Tabela 4.4).

### 4.2.2 Cor

A redução de cor variou na faixa de -5900 a 90% (Figura 8.13-anexo). Nenhuma diferença significativa entre os leitos com *Typha subulata* e leitos controle foi verificada (Tabela 4.4).

Não houve diferença significativa na eficiência entre carga inicial, intermediária e final, para esta variável (Tabela 4.5).

A interação dos fatores carga e espécie não apresentou diferença significativa entre suas eficiências médias, para a variável nas condições experimentais (Tabela 4.6).

A covariável precipitação não exerceu influência significativa na eficiência do sistema (Tabela 4.4).

### 4.2.3 Coliformes totais e coliformes fecais

Os banhados mostraram-se eficientes na remoção de coliformes totais e coliformes fecais, variando na faixa de -45 a 100% e 30 a 100%, respectivamente (Figura 8.13-anexo). Não houve diferença significativa entre a espécie *Typha subulata* e controle para as duas variáveis nas condições experimentais (Tabela 4.4).

A mudança de carga aplicada ao sistema, ocasionou redução na eficiência média dos leitões, devido a fase de adaptação à nova carga (Tabela 4.5; Figura 8.14-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 7,80/6,37 e 10,20/8,33) para coliformes totais e coliformes fecais, respectivamente. A carga inicial (1b) e intermediária (2b) foi mais eficiente que a carga final (3a) para ambas variáveis (Tabela 4.5). Não houve diferença significativa entre carga inicial (1b) e carga intermediária (2b) para as duas variáveis.

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável coliformes fecais não apresentou diferença significativa entre eficiência média, enquanto para a variável coliformes totais, a diferença foi significativa (D.M.S. 10,55/8,61/6,09). De acordo com a tabela 4.6 (Figura 8.15-anexo), a interação (1c) e (4c) diferenciou significativamente da interação (3b) e (6a). Também a interação (2bc), (3b) e (5bc) apresentou diferença significativa em relação a interação (6a).

O período chuvoso não exerceu influência significativa no desempenho dos banhados, para as duas variáveis (Tabela 4.4).

Os banhados mostraram-se muito eficientes na remoção de coliformes fecais e totais referente as duas primeiras cargas aplicadas ao sistema. A eficiência de remoção do sistema são similares à eficiência alcançada em outros estudos realizados por Watson et al. (1990); Reimold e McBrien (1997); Wittgren e Tobiason (1995); Maehlum et al. (1995).

A aplicação da terceira carga provocou redução de eficiência para os dois parâmetros. Entretanto, a eficiência de remoção foi satisfatória, permanecendo na faixa de eficiência apresentada por Rivera et al (1995); Hiley (1995), entre outros.

### 4.2.4 Nutrientes

#### 4.2.4.1 Nitrogênio de Kjeldahl, Amônia e Nitrato

A remoção de NTK e  $\text{NH}_3$  foi satisfatória, enquanto para  $\text{NO}_3^-$  foi extremamente ineficiente (Tabela 4.4). A eficiência para NTK,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3^-$  variou na faixa de 13,33 a 99,29%, -44,22 a 99,44% e -7730,77 a 92,86%, respectivamente (Figura 8.16-anexo). Em relação a NTK, nenhuma diferença significativa entre a espécie *Typha subulata* e controle foi verificada nas condições experimentais (Tabela 4.4).

Em relação a  $\text{NH}_3$ , os leitos com *Typha subulata* (b) apresentaram remoção superior aos leitos controle (a) (Tabela 4.4), com diferença significativa entre eles (D.M.S. 8,63). Em relação a  $\text{NO}_3$ , os leitos com *Typha subulata* (b) mostraram melhor eficiência que os leitos controle (a), apresentando diferença significativa entre eles ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 745,4).

A mudança de carga ocasionou redução na eficiência média para todos os leitos, referente aos três parâmetros (Tabela 4.5). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final, para as variáveis NTK e  $\text{NH}_3$  (D.M.S. 12,73/10,40 e 14,74/12,03). A carga inicial (1c) foi mais eficiente que a carga intermediária (2b) e final (3a) para as variáveis NTK e  $\text{NH}_3$ . A carga intermediária (2b) foi mais eficiente que a carga final (3a) para as variáveis NTK e  $\text{NH}_3$ , respectivamente (Figura 8.17).

Em relação a  $\text{NO}_3^-$ , houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 1273,6/1039,9). A carga inicial (1b) foi mais eficiente que a carga intermediária (2a) e final (3a) (Tabela 4.5).

A eficiência de remoção para NTK e  $\text{NH}_3$  foi bastante satisfatória para a primeira e segunda carga aplicada ao sistema. O elevado nível de remoção de  $\text{NH}_3$  indica excelente nitrificação no sistema, denotando não ser um fator limitante para remoção de nitrogênio no presente estudo.

Os níveis de oxigênio encontrados no sistema experimental para as três cargas aplicadas, variaram na faixa de 0,02 a 4,76 mg/L. As condições de oxigenação no sistema estimulou a nitrificação, resultando na redução da concentração de amônia.

O nível de nitrato encontrado no sistema variou na faixa de 0,03 a 0,38 mg/L para o afluente, 0,03 a 0,32 mg/L para o efluente dos leitos com espécies e 0,02 a 12,19 mg/L para o efluente dos leitos controle. O reduzido nível de nitrato encontrado no sistema não oferecia condições apropriadas para estimular a denitrificação.

A eficiência de remoção de nitrogênio é bastante variável, como mostra vários estudos realizados com banhados construídos. Estudo realizado por Gersberg et al. (1986) apud Juwarkar et al. (1995), registraram remoção de 28 a 91% de nitrogênio; Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995), registraram remoção na faixa de 25 a 88%. Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995), registraram eficiência média de 34% para amônia.

Pesquisa realizada por Borner (1992) apud Haberl et al. (1995), apresentaram eficiência de 30% para amônia. Urbanc-Bercic e Bulc (1995), registraram remoção de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3$  na faixa de -64,1 a 75% e -2074 a 72,8%, respectivamente.

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre as variáveis NTK e  $\text{NH}_3$  não apresentou diferença significativa entre eficiência média para as duas variáveis, nas condições experimentais. Para a variável  $\text{NO}_3^-$ , a diferença foi significativa (D.M.S.

1721,7/1405,8/994,0). De acordo com a tabela 4.6 (Figura 8.18), a interação **(1b)**, **(4b)**, **(5b)** e **(6b)** diferenciou significativamente da interação **(2a)** e **(3a)**.

#### 4.2.4.2 Fósforo total e Ortofosfato

A variação da eficiência de remoção de fósforo total e ortofosfato foi de -657,50 a 99,26% e 27,57 a 99,68%, respectivamente (Figura 8.16-anexo). Em relação a redução de fósforo total, a eficiência média dos leitos controle **(b)** em relação aos leitos com *Typha subulata* **(a)** foi significativa (D.M.S. 58,5) (Tabela 4.4).

Em relação a ortofosfato, nenhuma diferença significativa foi verificada entre a espécie *Typha subulata* e leitos controle (Tabela 4.4).

Em relação a fósforo total, a mudança de carga provocou redução na eficiência média dos leitos (Tabela 4.5). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 100,0/81,6). A carga inicial **(1b)** e intermediária **(2b)** foi mais eficiente que a carga final **(3a)**. Não houve diferença significativa entre carga inicial **(1b)** e carga intermediária **(2b)**.

Nenhuma diferença significativa entre carga inicial, intermediária e carga final foi verificada para a variável ortofosfato, nas condições experimentais (Tabela 4.5).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre as variáveis fósforo total e ortofosfato, apresentou diferença significativa entre eficiência média (D.M.S. 135,1/110,3/78,0 e 25,01/20,42/14,44). De acordo com a tabela 4.6 (Figura 8.18-anexo), a interação **(1c)**, **(2c)** e **(5c)** diferenciou significativamente da interação **(4bc)** e **(6ab)** para a variável fósforo total. Para a variável ortofosfato, a interação **(3a)**, **(2b)** e **(4b)** diferenciou significativamente da interação **(1a)**, **(5a)** e **(6a)**.

A covariável precipitação (chuva) não exerceu influência significativa ( $p < 0,05$ ) na redução de eficiência do efluente para a carga final. Também não exerceu influência significativa na eficiência do fator espécie e da interação carga e Espécie, para as condições experimentais.

A variabilidade na remoção ou retenção de fósforo por banhados construídos, tem sido registrado em diversas pesquisas. Estudos realizados por Watson et al. (1990); Mitchell et al. (1995); Brix (1987) apud Juwarkar et al. (1995); Schierup et al. (1990) apud Haberl et al. (1995); Urbanc-Bercic e Bulc (1995); Yang et al. (1995); Perfler e Haberl (1993), registraram variações na remoção de fósforo.

O nível de remoção desses sistemas estão associados à quantidade de conteúdo de ferro, alumínio, cálcio, materiais orgânicos e inorgânicos contidos ou adicionados no substrato; bem como na escolha do substrato (Nichols, 1983; Haberl et al., 1995; Netter,

1993). No presente experimento, os leitos controle apresentaram eficiência superior aos leitos com espécies para primeira e segunda carga. O fato do substrato (areia) não ter sido utilizado em nenhum tratamento de efluente anteriormente, ao contrário dos leitos com as espécies, contribuiu para melhor eficiência dos leitos controle.

#### 4.2.5 Demanda química de oxigênio

A eficiência de remoção de DQO variou de 0,00 a 88,81% (Figura 8.19-anexo). Os leitos controle (**b**) apresentaram melhor eficiência que os leitos com *Typha subulata* (**a**) (Tabela 4.4). A eficiência média dos leitos controle em relação aos leitos com *Typha subulata* foi significativa ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 9,87).

A mudança de carga aplicada ao sistema ocasionou redução na eficiência dos leitos (Tabela 4.5; Figura 8.20-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 16,87/13,77). A carga inicial (**1b**) e intermediária (**2b**) foi mais eficiente que a carga final (**3a**) (Tabela 4.5). Não houve diferença significativa entre carga inicial (**1b**) e carga intermediária (**2b**).

A interação dos fatores carga e espécie não apresentou diferença significativa entre suas eficiências médias para a variável, nas condições experimentais (Tabela 4.6).

A covariável precipitação não exerceu influência significativa na eficiência do sistema (Tabela 4.4).

Os problemas operacionais na estação contribuíram para a variação na eficiência de remoção de DQO. Entretanto, os resultados de eficiência média do sistema encontram-se na faixa de valores apresentados em estudos realizados por Urbanc-Bercic e Bulc (1995); Reimold e McBrien (1997); Netter (1993); Yang et al. (1995), entre outros.

Durante o período amostral, os leitos controle apresentaram eficiência superior aos leitos com *Typha subulata*. Um fator que pode ter contribuído para melhor eficiência dos leitos controle, foi o fato do substrato não ter sido usado anteriormente em nenhum tratamento, ao contrário dos leitos com *Typha subulata*, que já foram utilizados em outros tratamentos.

Tabela 4.4 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados estabelecidos referente ao fator espécie.

Variáveis	P de F <sub>Covariável</sub>	TRATAMENTOS: Fator Espécie		P de F <sub>Espécie</sub>	D.M.S
		Controle	T. subulata		
<b>Alcalinidade</b>	<b>0,346</b>	<b>13,3 (a)</b>	<b>57 (b)</b>	<b>&lt; ,001</b>	<b>12,53</b>
<b>Cloretos</b>	<b>0,424</b>	<b>29,7 (a)</b>	<b>44,9 (b)</b>	<b>0,006</b>	<b>10,65</b>
Coliformes fecais	0,805	97,8	94,3	0,250	5,97
<b>Condutividade</b>	<b>0,377</b>	<b>17,3 (a)</b>	<b>44,7 (b)</b>	<b>&lt; ,001</b>	<b>8,84</b>
Cor	0,872	-260	-362	0,730	592,9
Coliformes totais	0,787	97,7	94	0,104	4,57
<b>DQO</b>	<b>0,860</b>	<b>59,2 (b)</b>	<b>45,5 (a)</b>	<b>0,007</b>	<b>9,87</b>
<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>0,008</b>	<b>70,5 (a)</b>	<b>79,3 (b)</b>	<b>0,045</b>	<b>8,63</b>
<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>0,871</b>	<b>-1788 (a)</b>	<b>5 (b)</b>	<b>&lt; ,001</b>	<b>745,4</b>
NTK	0,055	70,5	76,3	0,125	7,46
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,145	77,7	78,9	0,796	10,83
<b>Fósforo total</b>	<b>0,871</b>	<b>22 (b)</b>	<b>-40 (a)</b>	<b>0,038</b>	<b>58,5</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	<b>0,016</b>	<b>-94 (a)</b>	<b>7 (b)</b>	<b>0,009</b>	<b>74,4</b>
<b>SST</b>	<b>0,130</b>	<b>61,1 (b)</b>	<b>41,3 (a)</b>	<b>0,011</b>	<b>15,11</b>
Turbidez	0,412	89,6	88,1	0,490	4,19

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); D.M.S.: Diferença Mínima Significativa (0,05%).

Letras sob os diferentes tratamentos diferenciam as médias, “a” é atribuído à menor média, sendo que “a<b<c<d...”

Tabela 4.5 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados estabelecidos referente ao fator carga.

Variáveis	P de F <sub>Covariável</sub>	TRATAMENTOS: Fator Carga			P de F <sub>Carga</sub>	D.M.S
		Inicial C <sub>0</sub>	Intermediária C <sub>1</sub>	Final C <sub>2</sub>		
Alcalinidade	0,346	41,8 (1b)	48,7 (2b)	1,8 (3a)	< ,001	21,39/17,47
Cloretos	0,424	47,8 (1b)	19,1 (2a)	24,3 (3a)	< ,001	18,19/14,85
Coli. fecal	0,805	100 (1b)	98,8 (2b)	81,4 (3a)	< ,001	10,20/8,33
Condutividade	0,377	40,1 (1b)	33 (2b)	1,7 (3a)	< ,001	15,11/12,33
Cor	0,872	-525	26	-7	0,235	1011,6/825,9
Coli. total	0,787	99,8 (1b)	99,2 (2b)	80,7 (3a)	< ,001	7,80/6,37
DQO	0,860	56,4 (1b)	58,6 (2b)	33,8 (3a)	0,003	16,87/13,77
NH <sub>3</sub>	0,008	92,7 (1c)	67 (2b)	29,5 (3a)	< ,001	14,74/12,03
NO <sub>3</sub>	0,871	-242 (1b)	-1927 (2a)	-1805 (3a)	< ,001	1273,6/1039,9
NTK	0,055	86,3 (1c)	64,4 (2b)	43,5 (3a)	< ,001	12,73/10,40
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,145	79,2	79,9	73,2	0,676	18,50/15,10
Fósforo total	0,871	31 (1b)	52 (2b)	-193 (3a)	< ,001	100/81,6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,016	-49	-21	-50	0,866	127,2/103,8
SST	0,130	43,3 (1b)	37,4 (2a)	88,9 (3b)	< ,001	25,81/21,07
Turbidez	0,412	94,3 (1b)	91,5 (2b)	70 (3a)	< ,001	7,15/5,84

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); D.M.S.: Diferença Mínima Significativa (0,05%); C<sub>0</sub>: Carga Inicial (82,50 l/d); C<sub>1</sub>: Carga Intermediária (165 l/d) e C<sub>2</sub> Carga Final (330 l/d). Na coluna da D.M.S.: comparação entre C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>/ comparações entre C<sub>0</sub> e C<sub>1</sub>, e C<sub>0</sub> e C<sub>2</sub>.

Letras sob os diferentes tratamentos diferenciam as médias, “a” é atribuído à menor média, sendo que “a<b<c<d....”

Tabela 4.6 – Eficiência média sob diferentes tratamentos e significância das diferenças entre tratamento nos banhados estabelecidos referente a interação carga e espécie.

Variáveis	P de F <sub>Covariável</sub>	TRATAMENTOS: Fatores Carga e Espécie						P de F <sub>Interação</sub>	D.M.S
		Controle			<i>T. subulata</i>				
		C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>		
Alcalinidade	0,346	14,5	32,6	-9,3	69,1	64,8	12,9	0,096	28,93/23,62/16,70
Cloretos	0,424	38,1	15,3	19,1	57,5	22,9	29,4	0,623	24,59/20,08/14,20
Coli. fecal	0,805	100	99	89,9	100,1	98,6	72,8	0,082	13,79/11,26/7,96
Condutividade	<b>0,377</b>	<b>21,7 (1b)</b>	<b>20,7 (2ab)</b>	<b>0,7 (3a)</b>	<b>58,6 (4c)</b>	<b>45,2 (5c)</b>	<b>2,8 (6a)</b>	0,013	<b>20,43/16,68/11,78</b>
Cor	0,872	-454	80	-18	-596	-27	3	0,977	1368,7/1117,5/790,2
Coli. total	<b>0,787</b>	<b>99,6 (1c)</b>	<b>99,4 (2bc)</b>	<b>90,6 (3b)</b>	<b>100 (4c)</b>	<b>98,9 (5bc)</b>	<b>70,9 (6a)</b>	0,004	<b>10,55/8,61/6,09</b>
DQO	0,860	64,7	62,7	39,1	48,1	54,5	28,5	0,769	22,81/18,62/13,17
NH <sub>3</sub>	0,008	85,4	63,1	33,1	99,9	70,8	26	0,159	19,93/16,27/11,50
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,871</b>	<b>-502 (1b)</b>	<b>-3864 (2a)</b>	<b>-3571 (3a)</b>	<b>18 (4b)</b>	<b>11 (5b)</b>	<b>-40 (6b)</b>	<,001	<b>1721,7/1405,8/994,0</b>
NTK	0,055	80,2	64	47,7	92,4	64,8	39,3	0,093	17,22/14,06/9,94
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<b>0,145</b>	<b>69,5 (1a)</b>	<b>96,3 (2b)</b>	<b>82,6 (3ab)</b>	<b>89 (4b)</b>	<b>63,5 (5a)</b>	<b>63,9 (6a)</b>	<,001	<b>25,01/20,42/14,44</b>
Fósforo total	<b>0,871</b>	<b>90 (1c)</b>	<b>89 (2c)</b>	<b>-250 (3a)</b>	<b>-27 (4bc)</b>	<b>16 (5c)</b>	<b>-135 (6ab)</b>	0,012	<b>135,1/110,3/78,0</b>
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0,016</b>	<b>-138 (1a)</b>	<b>-4 (2ab)</b>	<b>-51 (3ab)</b>	<b>40 (4b)</b>	<b>-38 (5ab)</b>	<b>-49 (6ab)</b>	0,044	<b>171,9/140,4/99,3</b>
SST	0,130	55,5	53,1	85,9	31	21,7	91,8	0,229	34,89/28,49/20,15
SSV	0,640	50	55,3	43,9	41,1	31,4	60,6	0,583	58,4/47,39/33,51
Turbidez	0,412	94,5	93,7	70,8	94	89,3	69,2	0,769	9,67/7,89/5,58

P de F: Probabilidade de F obtido por ANOVA (Análise de Variância); D.M.S.: Diferença Mínima Significativa (0,05%); . C<sub>0</sub>: Carga Inicial (82,50 l/d); C<sub>1</sub>: Carga Intermediária (165 l/d) e C<sub>2</sub> Carga Final (330 l/d). Na coluna da D.M.S.: Comparações entre C<sub>1</sub> e C<sub>1</sub>, C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>/ comparações entre C<sub>0</sub> e C<sub>1</sub>, e C<sub>0</sub> e C<sub>2</sub>/Comparações entre C<sub>0</sub>. Letras sob os diferentes tratamentos diferenciam as médias, "a" é atribuído à menor média, sendo que "a<b<c<d...."

#### 4.2.6 Sólidos suspensos totais e voláteis

A remoção de sólidos suspensos totais (SST) e de sólidos suspensos voláteis (SSV) variou na faixa de -36,84 a 100% e -133,33 a 100%, respectivamente (Figura 8.19-anexo). Em relação a SST, os leitos controle (b) apresentaram eficiência superior aos leitos com *Typha subulata* (a), ocorrendo diferença significativa entre eles (D.M.S. 15,11) (Tabela 4.4).

A mudança de carga aplicada ao sistema, ocasionou redução na eficiência média dos leitos (Tabela 4.5). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 25,81/21,07). A carga inicial (1a) e intermediária (2a) foi menos eficiente que a carga final (3b) em relação a SST.

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável SST não apresentou diferença significativa entre eficiência média para a variável, nas condições experimentais (Tabela 4.6).

O período chuvoso não exerceu influência no desempenho dos banhados (Tabela 4.4).

A taxa de remoção de sólidos suspensos apresenta melhor desempenho em banhados construídos com macrófitas já estabelecidas (Thomas et al., 1995), além disso o tempo de detenção, o contato com a rizosfera das plantas e a adsorção podem aumentar o processo de remoção (Hiley, 1995; Tchobanoglous, 1991 apud Martin e Johnson, 1995).

Entretanto, o sistema experimental não apresentou um bom desempenho esperado por sistemas totalmente estabelecidos. Alguns fatores, como a obstrução na tubulação de drenagem e problemas operacionais do reator anaeróbio, podem ter influenciado no desempenho do sistema.

#### 2.2.7 Condutividade

A variável condutividade variou na faixa de 74,08 a -41,22 (Figura 8.19-anexo). Os leitos com a espécie *Typha subulata* (b) foram mais eficientes que os leitos controle (a) (Tabela 4.4), apresentando diferença significativa entre eles ( $p < 0,05$ , D.M.S. 8,84).

A mudança de carga ocasionou redução na eficiência dos leitos (Tabela 4.5). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 15,11/12,33). A carga inicial (1b) e intermediária (2b) foi mais eficiente que a carga final (3a). Não houve diferença significativa entre carga inicial (1b) e carga intermediária (2b).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável condutividade, apresentou diferença significativa entre eficiência média para os diferentes tratamentos ( $p < 0,05$ ; D.M.S. 20,43/16,68/11,78). De acordo com a tabela 4.6 (figura 8.21-anexo), a interação (4c) e (5c) diferenciou significativamente da interação (1b), (2ab), (3a) e (6a).

Também a interação (1b) apresentou diferença significativa em relação a interação (3a) e (6a).

O período chuvoso não exerceu influência significativa no desempenho dos banhados para esta variável, nas condições experimentais.

#### 4.2.8 Alcalinidade e pH

A redução de alcalinidade variou de -84,45 a 95,15% (Figura 8.22-anexo). Os leitos com *Typha subulata* (b) foram mais eficientes que os leitos controle (a) (Tabela 4.4), apresentando diferença significativa entre eles ( $p < 0,05$ , D.M.S. 12,53).

A mudança de carga aplicada ao sistema ocasionou redução na eficiência dos leitos (Tabela 4.5; Figura 8.23-anexo). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 21,39/17,47). A carga inicial (1b) e intermediária (2b) foi mais eficiente que a carga final (3a) (Tabela 4.5). Não houve diferença significativa entre carga inicial (1b) e carga intermediária (2b).

A interação dos fatores carga e espécie não apresentou diferença significativa entre suas eficiências médias para a variável, nas condições experimentais (Tabela 4.6).

A covariável precipitação não exerceu influência significativa na eficiência do sistema (Tabela 4.4).

Os valores de pH variaram na faixa de 6,70 a 7,66 para o afluente e 5,48 a 9,68 para o efluente. Os leitos com *Typha subulata* apresentaram pH levemente ácido, enquanto que leitos controle apresentaram-se alcalinos durante o período amostral.

#### 4.2.9 Sulfato

A eficiência de remoção de sulfato variou de -384,81 a 91,91% (Figura 8.22-anexo). Os leitos com *Typha subulata* (b) apresentaram eficiência superior aos leitos controle (a), apresentando diferença significativa entre eles (D.M.S. 74,4) (Tabela 4.4).

Nenhuma diferença significativa entre carga inicial, intermediária e carga final foi verificada (Tabela 4.5).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável sulfato resultou em diferença significativa entre eficiência média (Tabela 4.6). De acordo com a tabela 4.6 (figura 8.24-anexo), a interação (4b) diferenciou significativamente da interação (1a).

A covariável precipitação exerceu influência significativa para a redução de eficiência média do sistema (Tabela 4.4).

#### 4.2.10 Cloreto

A redução de cloreto variou de -11,47 a 68,50% (Figura 8.23-anexo). Os leitos com *Typha subulata* (**b**) mostraram desempenho médio superior aos leitos controle (**a**) (Tabela 4.4), com diferença significativa entre eles (D.M.S. 10,65).

A mudança de carga provocou redução na eficiência média dos leitos (Tabela 4.5). Houve diferença significativa na eficiência entre a carga inicial, intermediária e carga final (D.M.S. 18,19/14,85). A carga inicial (**1b**) foi mais eficiente que a carga intermediária (**2a**) e final (**3a**). Não houve diferença significativa entre carga intermediária (**2a**) e carga final (**3a**).

O efeito da interação dos fatores carga e espécie sobre a variável cloreto não apresentou diferença significativa entre eficiência média, nas condições experimentais (Tabela 4.6).

A covariável precipitação não exerceu influência significativa para a redução de eficiência média do sistema (Tabela 4.4).

### 4.3 MODELOS EMPÍRICOS DE EFICIÊNCIA

#### 4.3.1 Sistemas em estabelecimento

Utilizando as relações empíricas entre carga afluente e efluente (equação 6 e 7), desenvolvidas por Breen (1990), é possível determinar a concentração efluente para nitrogênio e fósforo total ( $r$  = coeficiente de correlação).

$$NT_{\text{Efluente}} = NT_{\text{Afluente}} * 0,9066 \quad (r = 0,9046) \quad (6)$$

$$PT_{\text{Efluente}} = PT_{\text{Afluente}} * 0,0033 \quad (r = 0,9283) \quad (7)$$

Nas tabelas 4.7 e 4.8 é apresentada a carga efluente média de nitrogênio e fósforo total, estimadas (calculadas) pelo modelo de Breen (1990) e a observada no presente experimento. Comparando os valores da carga média efluente de nitrogênio e fósforo total estimada, com a observada, nota-se que o modelo desenvolvido por Breen (1990) não reproduz adequadamente os valores observados (efluente observado).

Tabela 4.7 – Carga média efluente de nitrogênio total ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) estimada e observada para as espécies testadas.

Tipo de sistema	Espécie	$N_T$ afluente ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	$N_T$ eflu calculado ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	DP	$N_T$ eflu Obs. ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	DP
Sistemas em Estabelecimento	<i>Z. bonariensis</i>	6723,72	64,78	31,08	2260,55	2868,35
	<i>T. subulata</i>	6723,72	64,78	31,08	2021,92	2702,93
	Mistura	6723,72	64,78	31,08	2317,24	2858,10
Sistemas Estabelecidos	<i>T. subulata</i>	6687,16	64,43	47,58	2576,33	4157,36

Sistemas em Estabelecimento:  $n = 30$ ; DP = Desvio Padrão.

Sistemas Estabelecidos:  $n = 30$ ; DP = Desvio Padrão.

O sistema utilizado por Breen (1990), consiste em sistema subsuperficial vertical ascendente em nível de bancada, realizado em ambiente fechado e protegido de condições hidrológicas (precipitação e vento), recebendo carga hidráulica reduzida. Verifica-se, deste modo, que este modelo não é aplicável para o sistema experimental em estudo, uma vez que subestima a eficiência do mesmo para as cargas testadas.

Tabela 4.8 – Carga média de fósforo total ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) estimada e observada para as espécies testadas.

Tipo de sistema	Espécie	$P_T$ afluente ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	$P_T$ eflu/calculado ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	DP	$P_T$ eflu/Obs. ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ )	DP
Sistemas em Estabelecimento	<i>Z. bonariensis</i>	1507,78	23,37	20,51	436,23	593,88
	<i>T. subulata</i>	1507,78	23,37	20,51	257,74	393,26
	Mistura	1507,78	23,37	20,51	387,50	498,85
Sistemas Estabelecidos	<i>T. subulata</i>	1491,60	23,12	28,20	1800,79	2539,32

Sistemas em Estabelecimento: n = 30; DP = Desvio Padrão.

Sistemas Estabelecidos: n = 30; DP = Desvio Padrão.

Segundo Breen (1990), o desempenho deste tipo de sistema é considerado parcialmente dependente da sua carga. Deste modo, relações empíricas entre cargas afluente e efluente foram determinadas para o sistema experimental em teste. As relações foram representadas por equações de regressão linear simples (equação de 8 a 16) para cargas de nitrogênio total, fósforo total e DQO, ( $\xi$  = erro).

*Zizaniopsis bonariensis*:

$$NT_{\text{Efluente}} = 0,817 * NT_{\text{Afluente}} - 3229,6 + \xi \quad (r = 0,944; n = 30) \quad (8)$$

$$PT_{\text{Efluente}} = 0,234 * PT_{\text{Afluente}} + 83,186 + \xi \quad (r = 0,534; n = 30) \quad (9)$$

$$DQO_{\text{Efluente}} = 0,437 * DQO_{\text{Afluente}} + 256,45 + \xi \quad (r = 0,830; n = 30) \quad (10)$$

*Typha subulata*:

$$NT_{\text{Efluente}} = 0,756 * NT_{\text{Afluente}} - 3064,07 + \xi \quad (r = 0,924; n = 30) \quad (11)$$

$$PT_{\text{Efluente}} = 0,149 * PT_{\text{Afluente}} + 33,456 + \xi \quad (r = 0,5174; n = 30) \quad (12)$$

$$DQO_{\text{Efluente}} = 0,399 * DQO_{\text{Afluente}} - 1265,987 + \xi \quad (r = 0,885; n = 30) \quad (13)$$

Mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*):

$$NT_{\text{Efluente}} = 0,811 * NT_{\text{Afluente}} - 3135,49 + \xi \quad (r = 0,934; n = 30) \quad (14)$$

$$PT_{\text{Efluente}} = 0,202 * PT_{\text{Afluente}} + 82,696 + \xi \quad (r = 0,610; n = 30) \quad (15)$$

$$DQO_{\text{Efluente}} = 0,355 * DQO_{\text{Afluente}} - 528,458 + \xi \quad (r = 0,819; n = 30) \quad (16)$$

Na figura 4.1a, 4.2a e 4.3a é apresentado a dispersão dos pontos que representam a carga de nitrogênio total afluente e efluente para os leitos com *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis* para um limite de confiança de 95%. A variação na carga de nitrogênio total aplicada para as espécies citadas, resultou em boa eficiência de remoção para cargas afluente com menores valores. A partir da carga aplicada de 4500 mg/m<sup>2</sup>.d verifica-se que a eficiência de remoção é reduzida.

Na figura 4.1b, 4.2b e 4.3b é apresentada a dispersão dos pontos que representam a carga de fósforo total afluente e efluente para as mesmas espécies citadas anteriormente. A variação na carga de fósforo total aplicada para os leitos com *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*, resultou também em boa correlação para faixa de cargas afluente com menores valores. Acima da carga de 1.000 mg/m<sup>2</sup>.d. foi verificada um aumento na dispersão, com alguns pontos saindo fora do limite de confiança de 95%.

Na figura 4.1c, 4.2c e 4.3c é apresentado a dispersão dos pontos que representam a carga de DQO afluente e efluente para os leitos com *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis* para um limite de confiança de 95%. A variação na carga de DQO aplicada para as espécies citadas, também resultou em boa eficiência para cargas na faixa de menores valores, mostrando uma redução na eficiência com o aumento da carga aplicada, com alguns pontos situando-se fora do limite de confiança.

O aumento de carga hidráulica de 163 L/d para 326 L/d aplicada ao sistema, provocou redução de eficiência. Deste modo, a aplicabilidade do modelo desenvolvido para o sistema experimental é melhor representada para cargas reduzidas. Acima dessa faixa de carga ocorre redução da capacidade de remoção de nutrientes e DQO. Para algumas cargas aplicadas no sistema foi verificada influência desta, sob o desempenho do sistema experimental. Entretanto, resultados de sistemas experimentais similares ao de Breen (1990), indicam que cargas operacionais em escalas reais para nitrogênio e fósforo, tem pouco efeito sob o desempenho do sistema (Breen e Chick, 1989 apud Breen, 1990).

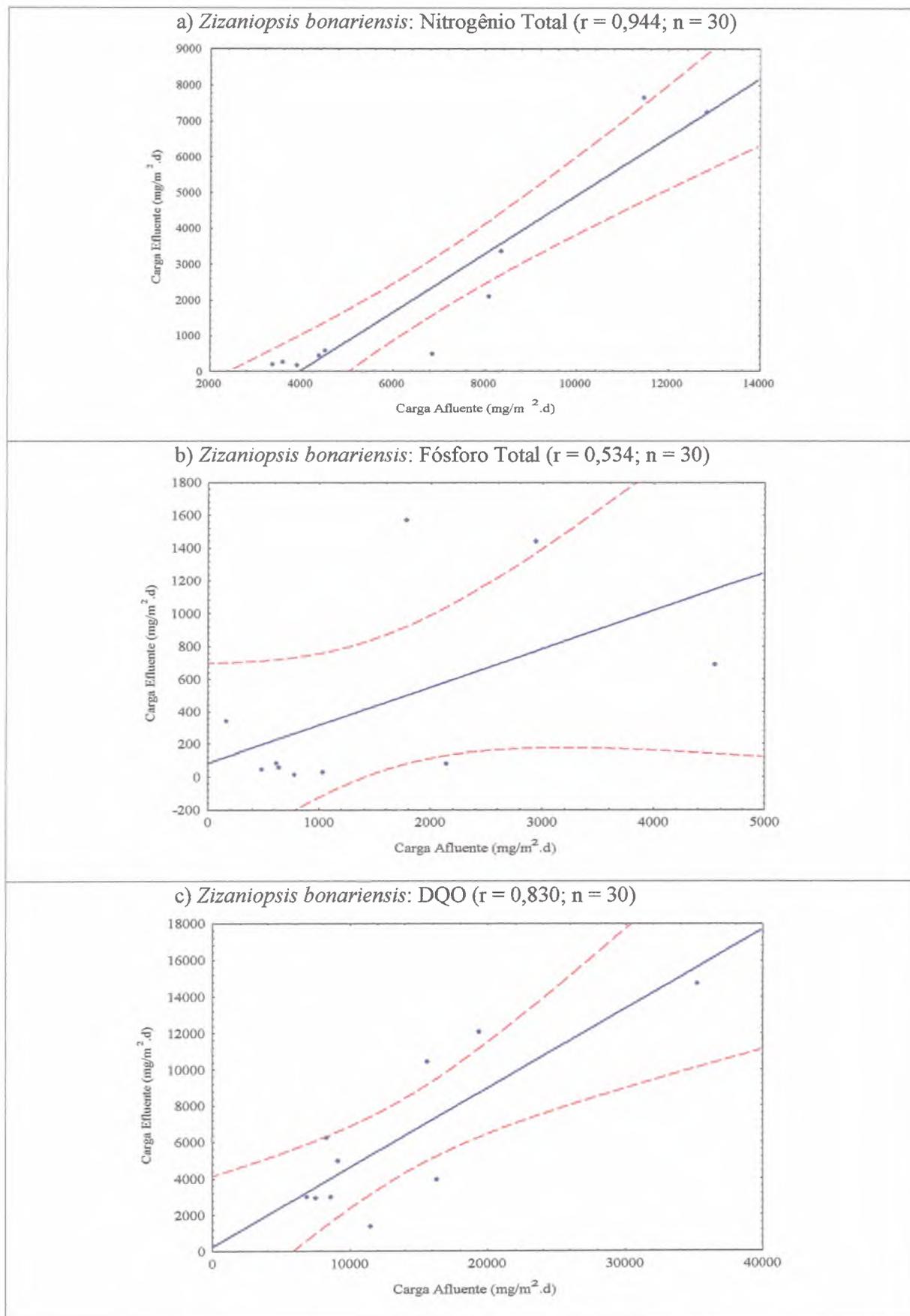


Figura 4.1 – Relação entre cargas médias afluente e efluente da espécie *Zizaniopsis bonariensis* para um limite de confiança de 95%: a) Equação (8); b) Equação (9); c) Equação (10).

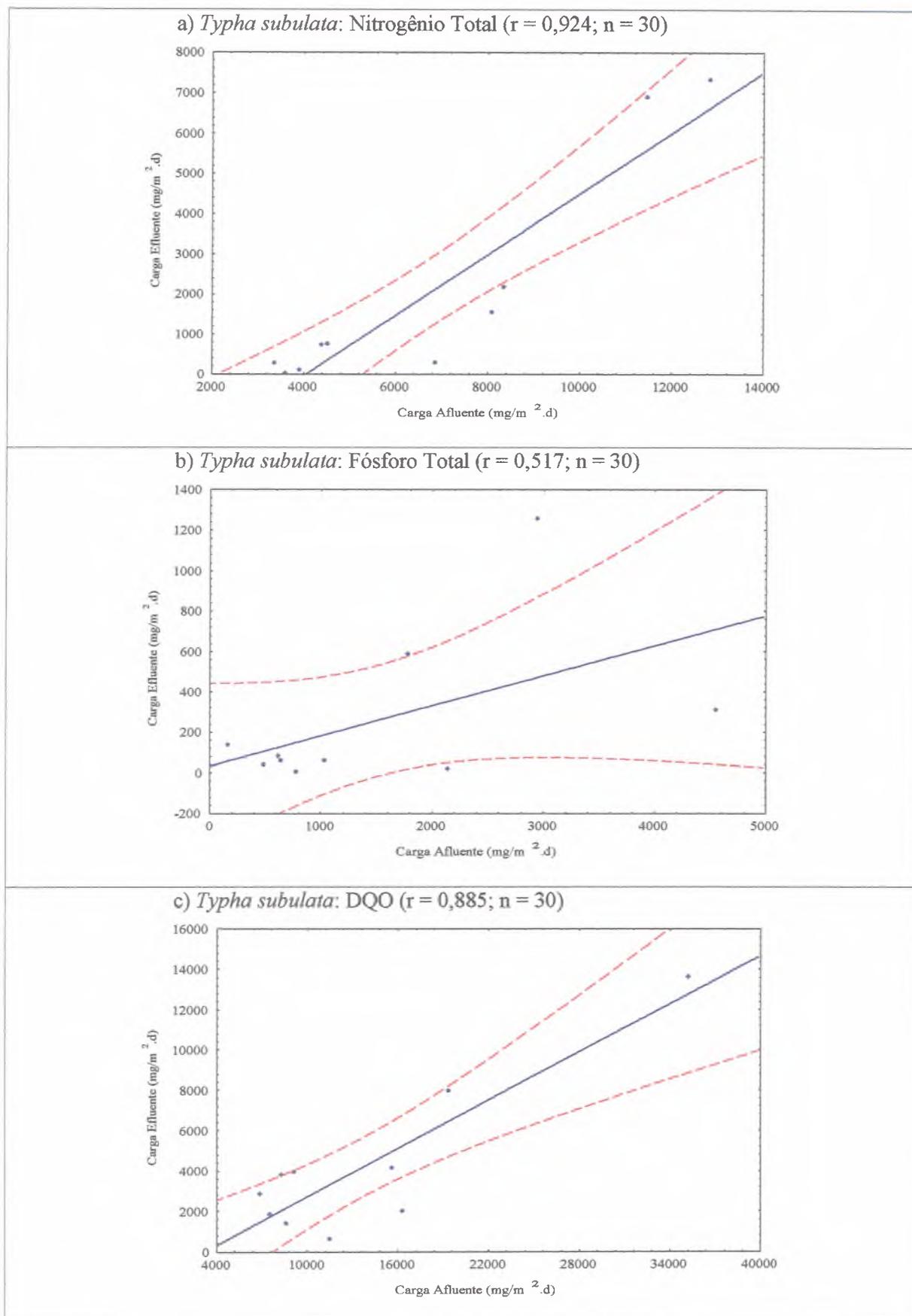


Figura 4.2 - Relação entre cargas médias afluentes e efluentes da espécie *Typha subulata* para um limite de confiança de 95%: a) Equação (11); b) Equação (12); c) Equação (13).

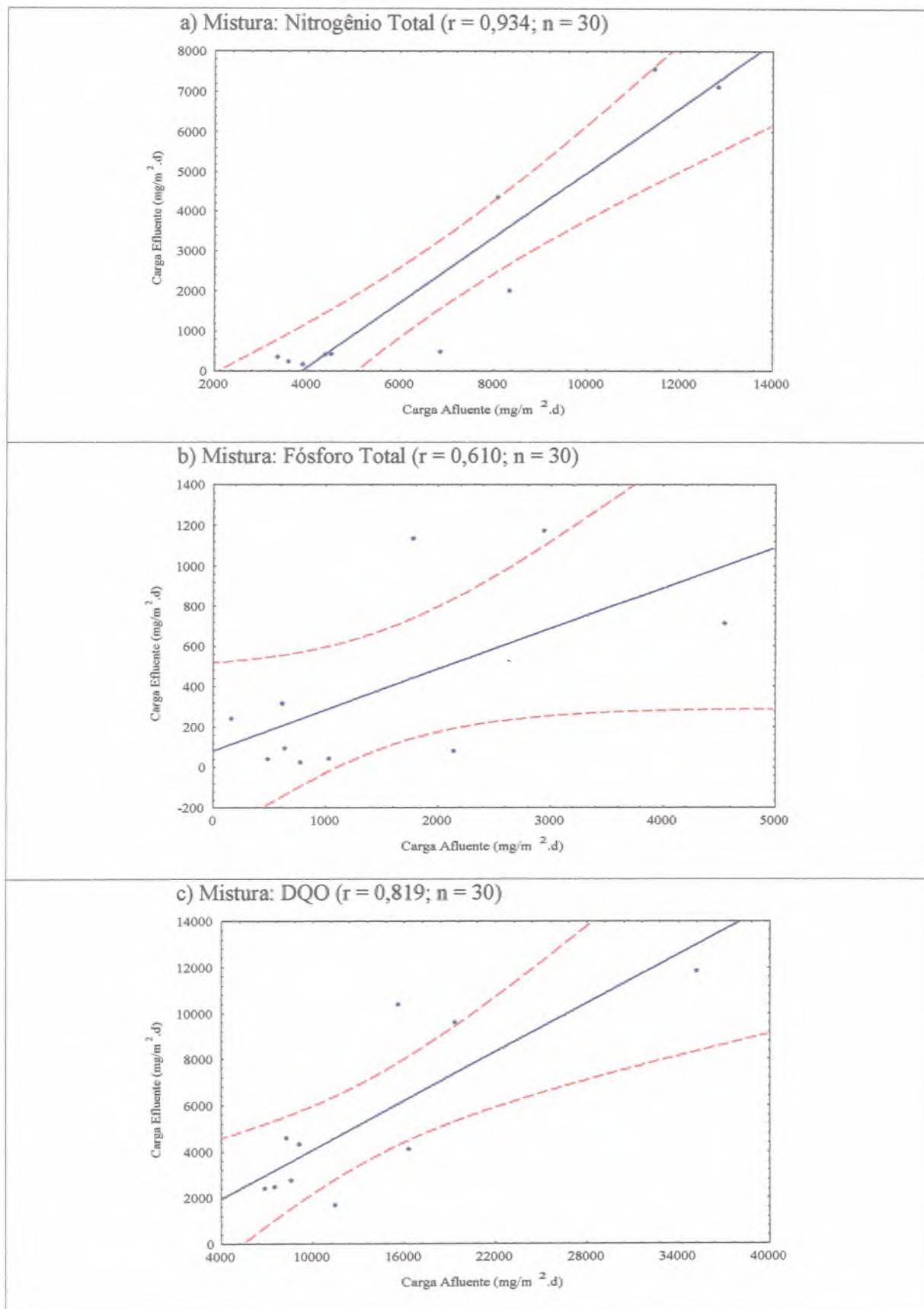


Figura 4.3 - Relação entre cargas médias afluente e efluente da espécie mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) para um limite de confiança de 95%: a) Equação (14); b) Equação (15); c) Equação (16).

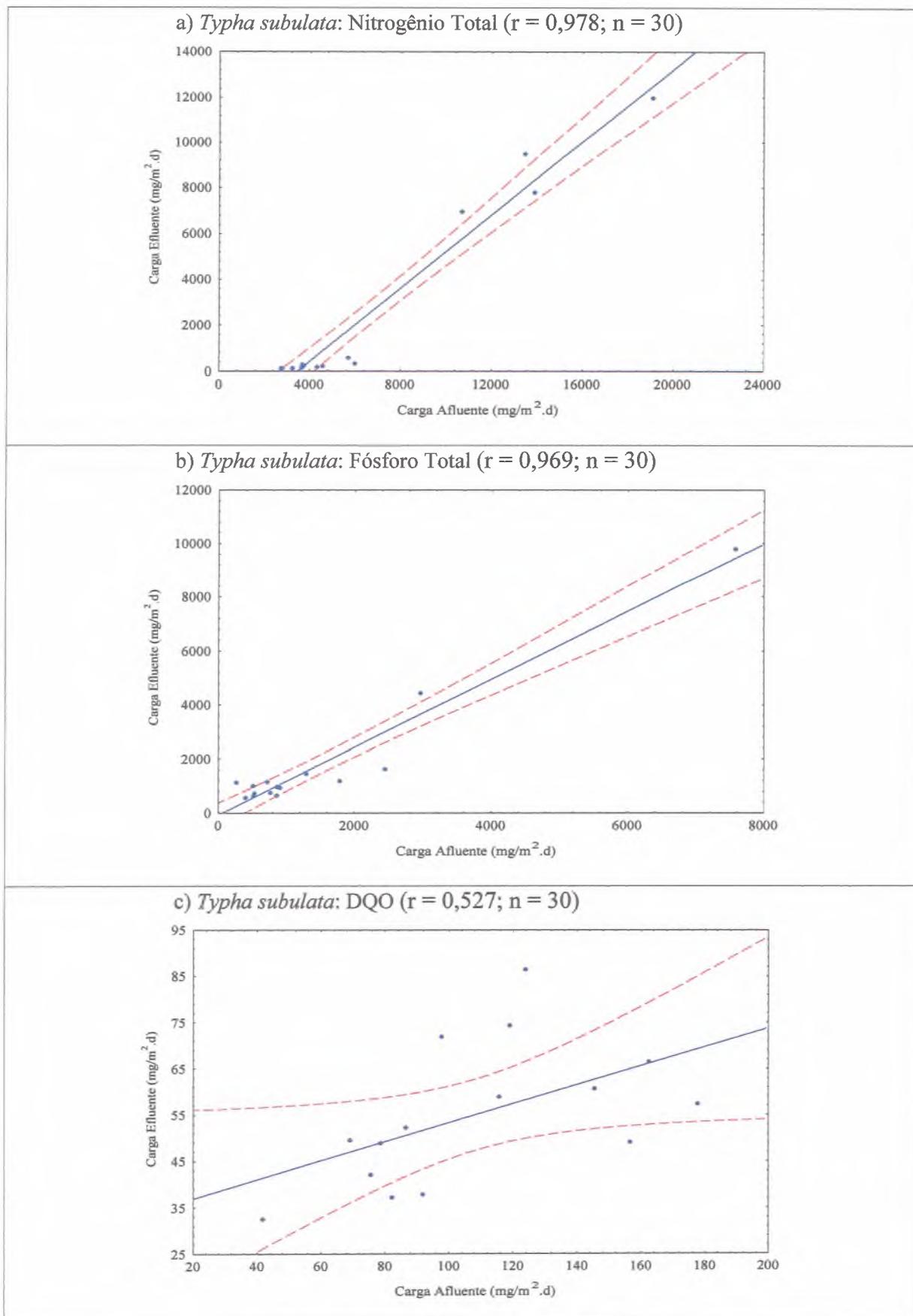


Figura 4.4 - Relação entre cargas médias afluente e efluente da espécie *Typha subulata* para um limite de confiança de 95%: a) Equação (17); b) Equação (18); c) Equação (19).

#### 4.4 CARACTERÍSTICAS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS – Sistema em estabelecimento

##### 4.4.1 Crescimento das macrófitas aquáticas

A absorção de nutrientes pelas plantas é um importante processo de tratamento, em experimentos utilizando banhados construídos, podendo ser influenciado pelo crescimento e desenvolvimento das plantas (Breen, 1990).

Neste experimento, os leitos com a espécie *Typha subulata* apresentaram bom crescimento durante o período amostral. O crescimento foliar da mesma foi superior à da espécie *Zizaniopsis bonariensis* e da mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*, demonstrando grande poder de adaptação ao meio (Tabela 4.9).

Os leitos analisados são constituídos por plantas em várias fases de desenvolvimento, variando assim, o tamanho das folhas, talos e inflorescência. Portanto, o grande desvio padrão observado para comprimento aéreo total é resultado da faixa de desenvolvimento das plantas do banhado.

Os dados de biomassa obtidos no final do período amostral, são apresentados na tabela 4.9. A razão de biomassa aérea (folhas, talo e inflorescência) em relação a biomassa subterrânea (raiz e rizoma) foi de 1,09:1; 1,52:1 e 0,97:1 para as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*, respectivamente, indicando maior aumento na biomassa aérea para a espécie *Zizaniopsis bonariensis* e *Typha subulata* no período amostral.

Tabela 4.9 – Comprimento aéreo total e biomassa total média (peso seco) das espécies para o final do período amostral, referente aos sistemas em estabelecimento.

Componente	Espécie	Comprimento Aéreo Total (m/m <sup>2</sup> )	DP	Biomassa Total (g/m <sup>2</sup> )	DP
Foliar	<i>Z. bonariensis</i>	5695,15	1618,39	14818,15	5476,14
	<i>T. subulata</i>	10248,81	5733,33	21012,72	11458,05
	Mistura*	5725,16	2942,44	12128,12	5498,60
Talo	<i>Z. bonariensis</i>	265,16	8,35	4116,28	1574,79
	<i>T. subulata</i>	249,71	245,08	2773,90	2188,83
	Mistura*	282,30	140,90	3521,79	4076,12
Inflorescência	<i>Z. bonariensis</i>	(-)		(-)	
	<i>T. subulata</i>	79,95		782,05	
	Mistura	37,62		403,79	
Rizosfera	<i>Z. bonariensis</i>			17353,09	1431,43
	<i>T. subulata</i>			16196,94	1676,27
	Mistura*			16537,44	2228,21

Mistura: considera conjuntamente o comprimento foliar total e biomassa total das duas espécies.

(-) a amostra não apresentava inflorescência.

n = 3; n\* = 6; DP = Desvio Padrão

Na análise dos leitos mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) utilizou-se a média das duas espécies no que se refere, a comprimento aéreo total e biomassa total para as componentes em questão (Tabela 4.9). A espécie *Typha subulata* existente no leito mistura apresentou maior densidade em relação a espécie *Zizaniopsis bonariensis*, prevalecendo sobre esta. Entretanto, a baixa densidade da espécie *Zizaniopsis bonariensis* ocasionou redução da biomassa total média do sistema mistura, o que resultou em uma maior biomassa subterrânea.

A espécie *Typha subulata* apresentou biomassa foliar 29% e 42% superior às espécies *Zizaniopsis bonariensis* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente (Tabela 4.9). A espécie *Zizaniopsis bonariensis* apresentou biomassa subterrânea 6,7% e 5,7% superior a espécie *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*).

Na figura 4.5, é apresentada a distribuição da biomassa total por componentes para as espécies testadas, verificando deste modo, as diferenças de biomassa das mesmas.

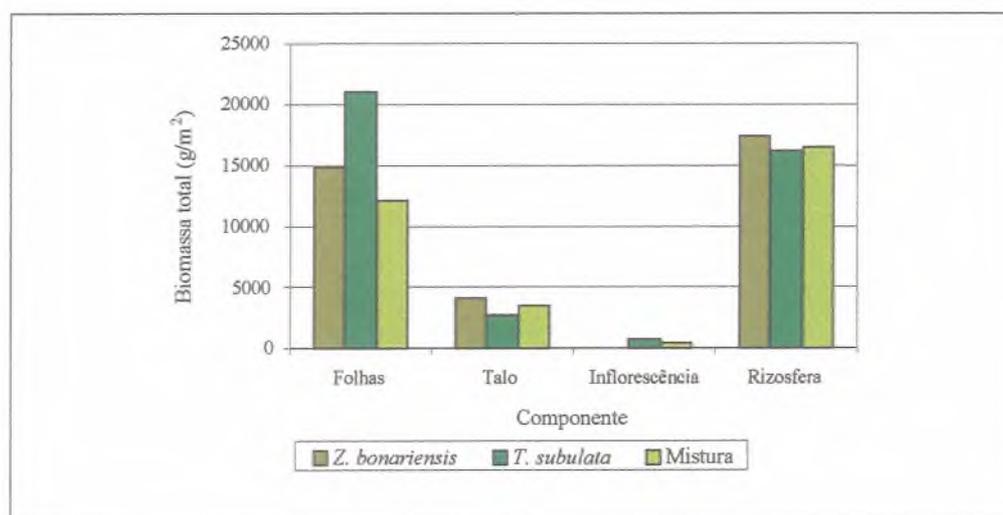


Figura 4.5 – Conteúdo de biomassa total ( $\text{g/m}^2$ , peso seco) nas componentes (folhas, talo, inflorescência e rizosfera) dos leitos com *Z. bonariensis*, *T. subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*).

A biomassa das folhas pode ser calculada utilizando-se uma simples relação linear. Essa relação foi desenvolvida a partir do comprimento das folhas e do seu peso seco, coletado do sistema no início e no final do período de teste (Breen, 1990). No sistema experimental foi utilizado somente valores finais, pois a coleta foi efetuado apenas no final do experimento. Adotando a relação (equação 20) proposta por Breen (1990), é possível calcular BF (biomassa das folhas) para cada leito contendo as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*).

$$BF = 0,91 * CF - 42,34 \quad (r = 0,9816) \quad (20)$$

onde:

BF = biomassa das folhas

CF = comprimento das folhas

Comparando o valor de biomassa foliar total observada no experimento com a biomassa foliar total estimada (calculada) pelo modelo proposto por Breen (1990), verificou-se que este subestimou a biomassa observada no sistema, não sendo aplicável para a realidade do experimento em estudo (Tabela 4.10).

Tabela 4.10 – Valores médios de biomassa foliar total ( $\text{g/m}^2$ ) estimada pelo modelo de Breen (1990) e observada para as espécies testadas.

	Espécie	Comprimento Foliar ( $\text{m/m}^2$ )	BF Calculado ( $\text{g/m}^2$ )	DP	BF Observado ( $\text{g/m}^2$ )	DP
Sistemas em Estabelecimento	<i>Z. bonariensis</i>	5695,15	5140,25	1472,73	14818,15	5476,14
	<i>T. subulata</i>	10248,81	9284,08	5217,33	21012,72	11458,05
	Mistura*	5725,16	5167,56	2677,62	12128,13	5498,6
Sistemas Estabelecidos	<i>T. subulata</i>	1609,30	1422,12	580,29	2062,24	1122,16

Sistemas em Estabelecimento: n = 3; n\* = 6; DP = Desvio Padrão

Sistemas Estabelecidos: n = 12; DP = Desvio Padrão; BF = Biomassa Foliar

Utilizando uma relação linear com os dados observados no experimento, verificou-se que este não apresentou uma boa correlação para as três espécies testadas. O modelo que melhor se ajustou a nuvem de pontos do sistema em estudo foi a relação potencial. Essa relação entre comprimento foliar e biomassa foliar pode ser representada pelas equações abaixo. Entretanto, essa relação apresenta somente valores finais de biomassa e comprimento foliar (Figura 4.6).

*Zizaniopsis bonariensis*:

$$\text{BF} = 0,019 * \text{CF}^{2,041} \quad (r = 0,960; n = 169) \quad (21)$$

*Typha subulata*:

$$\text{BF} = 0,263 * \text{CF}^{1,429} \quad (r = 0,944; n = 319) \quad (22)$$

mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*):

$$\text{BF} = 0,149 * \text{CF}^{0,149} \quad (r = 0,952; n = 372) \quad (23)$$

Na figura 4.6(a, b e c) é apresentada a relação potencial entre biomassa foliar e comprimento foliar para as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*). Observando a equação 21, 22 e 23, verifica-se a boa correlação para as três espécies testadas, com coeficientes de correlação ( $r$ ) de 0,960, 0,944 e 0,952 para *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente.

Na figura 4.6(a, b e c) é verificado um melhor ajuste entre biomassa e comprimento foliar na fase inicial da curva, isto é, para pequenos valores de comprimento foliar. Uma grande dispersão dos pontos é verificada a medida que aumenta o comprimento das folhas, para as três espécies em estudo.

A variação na biomassa para um mesmo comprimento foliar pode estar associada a largura das folhas, isto é, uma folha do mesmo comprimento apresenta variação em sua largura, principalmente na fase adulta. Na fase inicial de crescimento essa variação na largura das folhas não é elevado.

A determinação da biomassa potencial de um sistema do tipo banhado construído é de extrema importância para a definição do protocolo de operação e manutenção. Sabendo-se a massa de macrófitas aquáticas é possível estimar o potencial de aumento da eficiência de remoção de nutrientes pela coleta desta biomassa. Além disso, se este procedimento for aprovado, através destes modelos pode-se fornecer elementos para o dimensionamento de processos de disposição ou compostagem da biomassa.

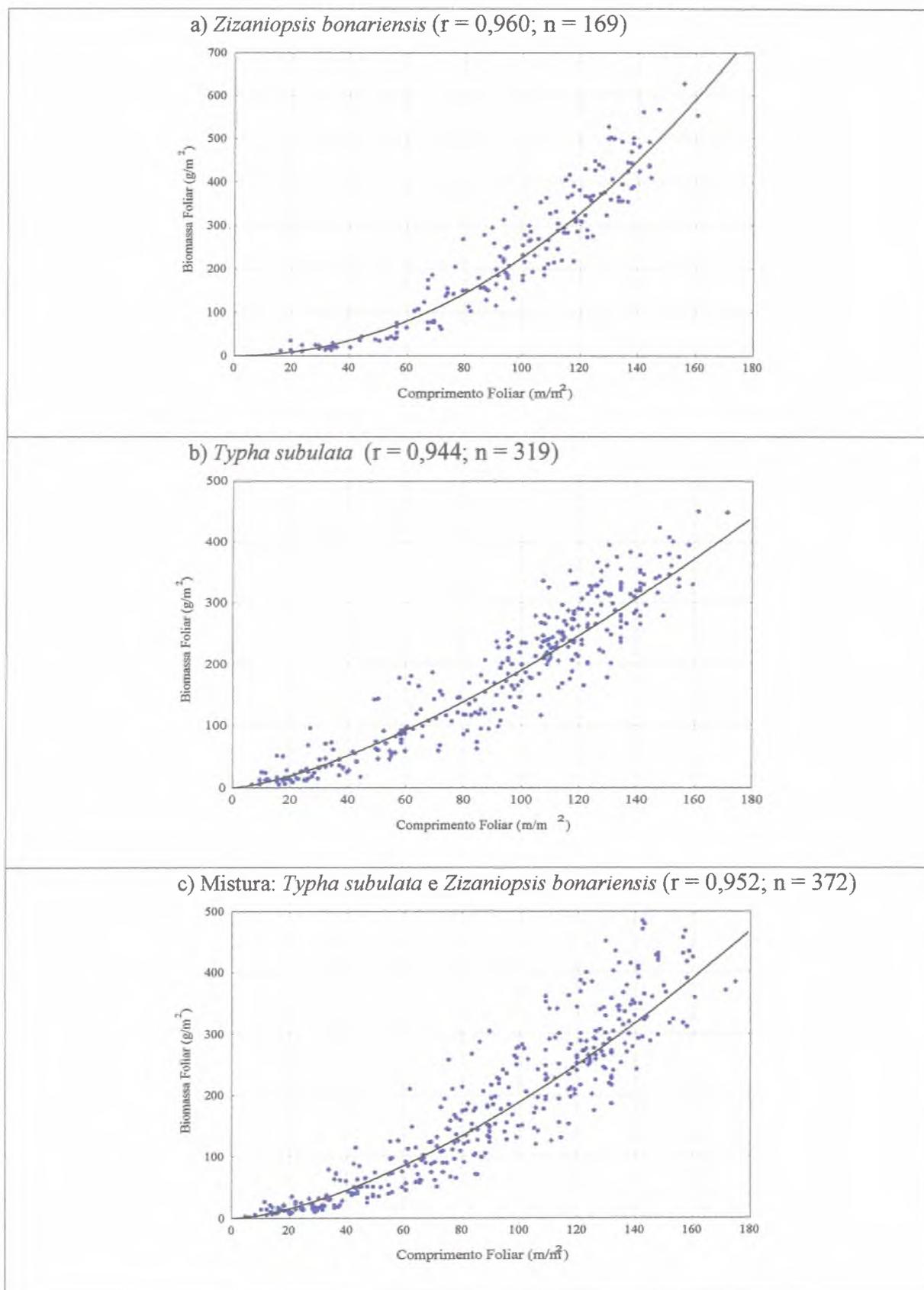


Figura 4.6 – Relação Biomassa versus Comprimento Foliar: Biomassa das Folhas (BF) calculado a partir do comprimento das folhas (CF). a) *Zizaniopsis bonariensis*-final; b) *Typha subulata*- final; c) Mistura - final.

#### 4.4.2 Concentração de nutrientes nos tecidos das macrófitas e substrato

Na tabela 4.11 é apresentada a concentração de nutrientes contida nos tecidos das espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata*, mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) e de seus respectivos substratos testados.

A razão de concentração de nitrogênio total retida na biomassa aérea em relação a concentração retida na biomassa subterrânea foi de 1,38:1; 1,44:1 e 1,14:1 para as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente, indicando maior retenção de nitrogênio na biomassa aérea para as três espécies testadas (Figura 4.7a).

Tabela 4.11 – Concentração de nitrogênio total (g/kg), fósforo total (g/kg), enxofre (g/kg) e carbono orgânico total (g/kg) para as espécies testadas.

Componente	Espécie	N <sub>T</sub>	DP	P <sub>T</sub>	DP	S	DP	COT	DP
Aérea	<i>Z. bonariensis</i>	15,67	0,58	1,83	0,25	1,13	0,11	446,67	20,82
	<i>T. subulata</i>	15,67	1,15	2,83	0,45	1,50	0,20	403,33	5,77
	Mistura	12,83	1,26	2,23	0,35	1,52	0,14	410,00	17,32
Raiz/Rizoma	<i>Z. bonariensis</i> *	11,32	1,19	1,44	0,71	2,58	1,11	333,33	51,32
	<i>T. subulata</i> *	10,85	2,61	1,88	0,64	1,98	0,88	376,67	15,28
	Mistura*	11,29	1,54	1,71	0,41	2,73	1,05	275,00	109,45
Substrato	<i>Z. bonariensis</i>	0,20	0,00	0,10	0,00	0,20	0,00	1,67	0,11
	<i>T. subulata</i>	0,20	0,00	0,10	0,00	0,20	0,00	2,00	0,10
	Mistura	0,23	0,06	0,13	0,06	0,16	0,06	1,87	0,22
	Controle	0,20	0,00	0,10	0,00	0,30	0,10	1,60	0,36

n = 3; n\* = 6; DP = Desvio Padrão

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), os leitos com *Zizaniopsis bonariensis* apresentaram maior retenção de nitrogênio total em sua biomassa em relação aos outros leitos testados, com 1,8% e 11,9% superior aos leitos com *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente.

A concentração de nitrogênio total retido no substrato dos leitos com *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e leitos controle foi similar. Foi verificado uma maior retenção de nitrogênio nos leitos mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) (Figura 4.7b).

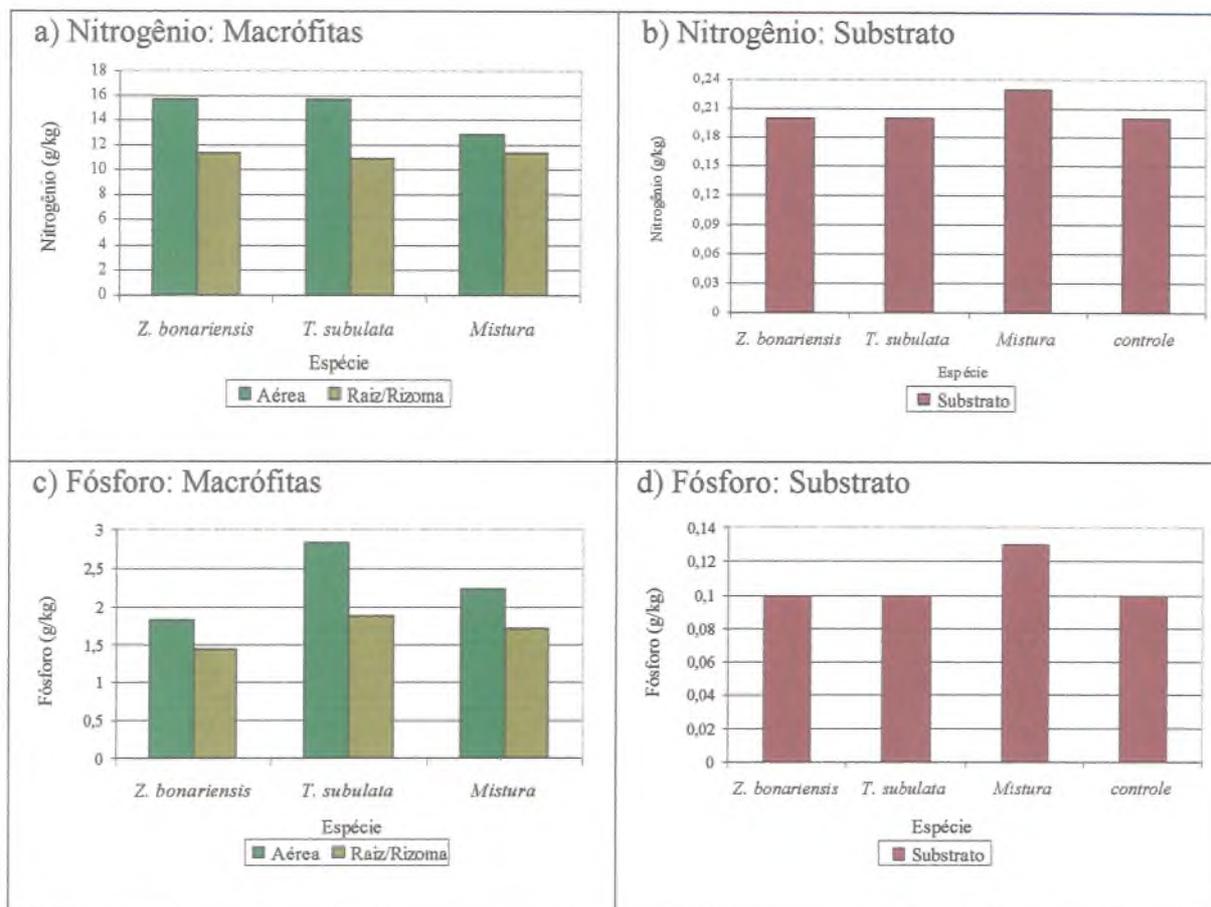


Figura 4.7 – Concentração de nitrogênio e fósforo total (g/kg) contido na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato dos leitos testados: a) Nitrogênio: Macrófitas; b) Nitrogênio: Substrato; c) Fósforo: Macrófitas; d) Fósforo: Substrato.

A razão de concentração de fósforo total retida na biomassa aérea em relação a concentração retida na biomassa subterrânea foi de 1,27:1; 1,51:1 e 1,30:1 para as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente, indicando maior retenção de fósforo na biomassa aérea para as três espécies testadas (Figura 4.7c). A espécie *Typha subulata* apresentou maior retenção de fósforo total na biomassa aérea em relação aos leitos com *Zizaniopsis bonariensis* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*).

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), os leitos com *Typha subulata* apresentaram maior retenção de fósforo total em sua biomassa em relação aos outros leitos testados, com 44,04% e 19,5% superior aos leitos com *Zizaniopsis bonariensis*, mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente.

A concentração de fósforo total retido no substrato dos leitos com *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e leitos controle foi similar. Foi verificado uma maior retenção de fósforo nos leitos mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) (Figura 4.7d).

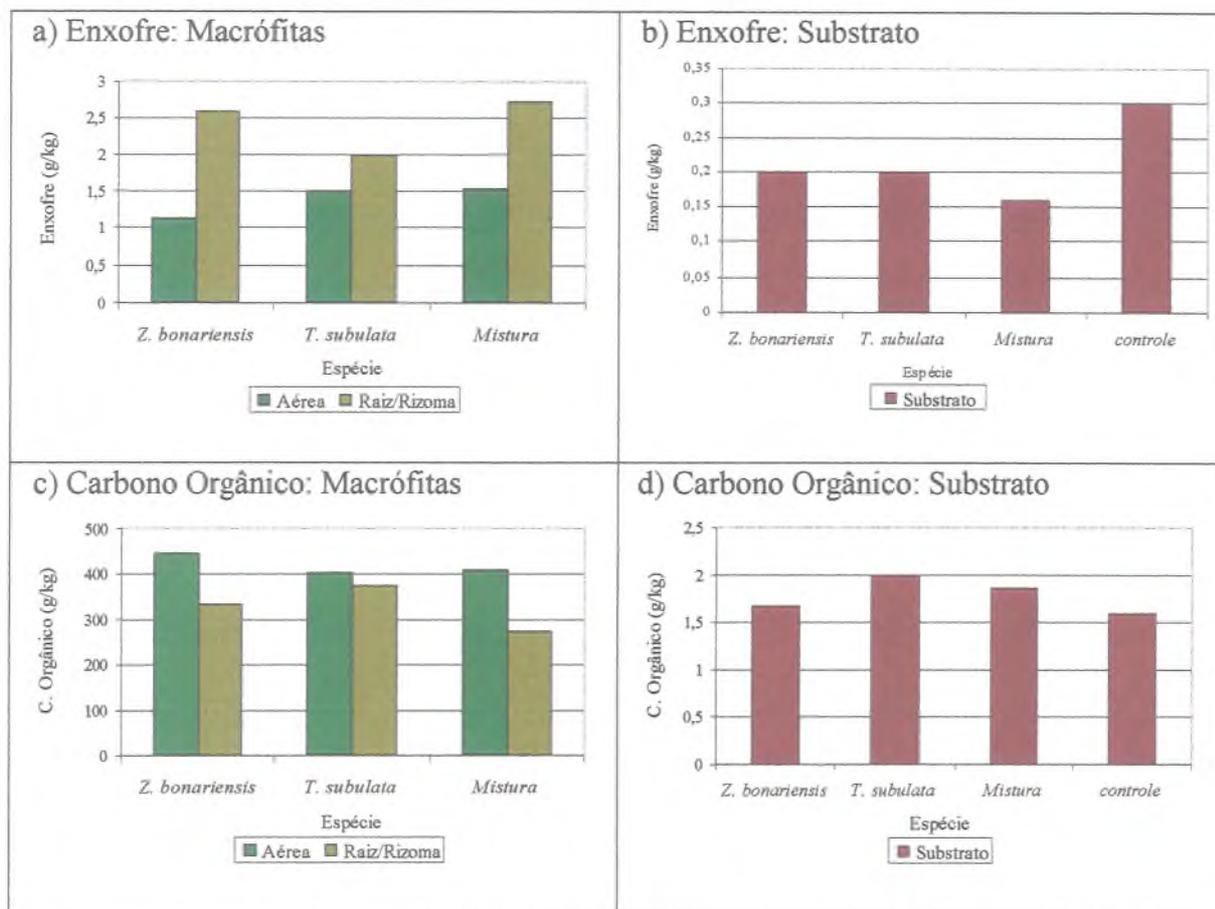


Figura 4.8 – Concentração de enxofre e carbono orgânico (g/kg) contido na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato dos leitos testados: a) Enxofre: Macrófitas; b) Enxofre: Substrato; c) Carbono Orgânico: Macrófitas; d) Carbono Orgânico: Substrato.

A razão de concentração de enxofre retida na biomassa aérea em relação a concentração retida na biomassa subterrânea foi de 0,44:1; 0,76:1 e 0,56:1 para as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente, indicando maior retenção de enxofre na biomassa subterrânea para as três espécies testadas (Figura 4.8a).

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), os leitos mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*) apresentaram maior retenção de enxofre em sua biomassa em relação aos outros leitos testados, com 14,56% e 22,13% superior aos leitos com *Zizaniopsis bonariensis* e *Typha subulata*, respectivamente.

A concentração de enxofre retido no substrato dos leitos controle foi superior aos leitos com macrófitas (Figura 4.8b).

A razão de concentração de carbono orgânico encontrado na biomassa aérea em relação a concentração na biomassa subterrânea foi de 1,34:1; 1,07:1 e 1,49:1 para as espécies *Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata*, mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), respectivamente, indicando maior concentração de carbono orgânico na biomassa aérea para

as três espécies testadas (Figura 4.8c). A espécie *Zizaniopsis bonariensis* apresentou maior concentração de carbono orgânico na biomassa aérea em relação aos leitos com *Typha subulata* e leitos mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*).

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), os leitos com *Zizaniopsis bonariensis* e *Typha subulata* apresentaram maior concentração de carbono orgânico em sua biomassa em relação aos leitos mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), com 13,9% superior.

A concentração de carbono orgânico retido no substrato dos leitos com *Typha subulata* foi superior aos outros leitos (Figura 4.8d).

#### 4.4.3 Balanço de massa do sistema em estabelecimento

Em um período de 146 dias de operação, o sistema apresentou uma eficiência de 68 e 72% de remoção de nitrogênio e fósforo total, respectivamente, para os leitos com a espécie *Zizaniopsis bonariensis*. Um total de 561.010,00 mg/m<sup>2</sup>.d de nitrogênio e 118.310,00 mg/m<sup>2</sup>.d de fósforo foi removido da água residuária ao ser incorporada aos compartimentos: aéreo, rizosfera e substrato. Esse total constitui respectivamente a 64 e 61% da quantidade de nitrogênio e fósforo retido na biomassa das macrófitas + substrato.

A eficiência de remoção de nitrogênio foi de 27, 22 e 15% para biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente; isto é, 27, 22 e 15% da carga de nitrogênio total que entrou no sistema, foi retido pela biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente. Do mesmo modo, 14, 13 e 34% da carga de fósforo do sistema ficou retido na biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente, através da absorção, adsorção e incorporação.

O equivalente a 4 e 11% de nitrogênio e fósforo, respectivamente, foram removidos por outros mecanismos, como o processo de nitrificação, volatilização da amônia, produção de biomassa ou contida na biomassa morta (seca) das folhas durante o período amostral.

Do total de nitrogênio retido no sistema, foi verificado maior retenção na biomassa aérea da espécie *Zizaniopsis bonariensis*, e menor retenção no substrato. No que se refere a fósforo, o substrato apresentou maior porcentagem de retenção, enquanto que a componente rizosfera apresentou menor retenção.

No mesmo período de teste, um total de 638.240,00 mg/m<sup>2</sup>.d de nitrogênio e 156.260,00 mg/m<sup>2</sup>.d de fósforo foram removidos da água residuária pelos banhados contendo a espécie *Typha subulata*. Esse total constitui respectivamente a 73 e 81% da quantidade de nitrogênio e fósforo retido na biomassa das macrófitas + substrato.

A eficiência de remoção de nitrogênio foi de 38, 20 e 15% para biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente; isto é, 38, 20 e 15% da carga de nitrogênio total que entrou no sistema ficou retido na biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente. Do

mesmo modo, 31, 16 e 34% da carga de fósforo total ficou retido na biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente, através da absorção, adsorção e incorporação.

Do total de nitrogênio retido no sistema, foi verificado maior retenção na biomassa aérea da espécie *Typha subulata*, com menor retenção no substrato. No que se refere a fósforo, o substrato apresentou maior porcentagem de retenção, enquanto que a componente rizosfera apresentou menor retenção.

No mesmo período de teste, um total de 494.570,00 mg/m<sup>2</sup>.d de nitrogênio e 141.390,00 mg/m<sup>2</sup>.d de fósforo foram removidos da água residuária pelo sistema mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*). Esse total constitui respectivamente a 56 e 73% da quantidade de nitrogênio e fósforo retido na biomassa das macrófitas + substrato.

A eficiência de remoção de nitrogênio foi de 18, 21 e 17% para biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente; isto é, 18, 21 e 17% da carga de nitrogênio ficou retido na biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente. Do mesmo modo, 14, 15 e 44% da carga de fósforo ficou retido na biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente, através da absorção, adsorção e incorporação.

O equivalente a 12 e 2% de nitrogênio e fósforo, respectivamente, foram removidos por outros mecanismos, como o processo de nitrificação, volatilização da amônia, produção de biomassa ou contida na biomassa morta (seca) das folhas removidas durante o período amostral.

Do total de nitrogênio retido no sistema, foi verificado maior retenção na rizosfera da espécie mistura (*T. subulata* e *Z. bonariensis*), com menor retenção no substrato. No que se refere a fósforo, o substrato apresentou maior porcentagem de retenção, enquanto que a componente aérea apresentou menor retenção.

Dos três tipos de plantas testadas, a espécie *Typha subulata* apresentou melhor desempenho com relação a nitrogênio e fósforo total, sendo que a maior quantidade de nitrogênio removido pelo sistema foi atribuída à biomassa aérea. Enquanto que a maior quantidade de fósforo removido pelo sistema foi verificado no substrato.

O valor de fósforo total obtido na biomassa aérea foi atribuído a absorção sobre esta e para a biomassa da raiz/rizoma pode ser devido a incorporação, absorção e precipitação sobre esta biomassa. Entretanto, pelo método utilizado não foi possível diferenciar estes processos.

As adsorção, absorção, precipitação e sedimentação são os principais mecanismos de remoção de fósforo dos banhados construídos (Tchobanoglous, 1987 apud Gearheart, 1992). A remoção de fósforo das águas residuárias pelos banhados, pode ser efetuada pelas reações de adsorção e pela precipitação utilizando Al, Fe, e Ca no solo (Billore et al., 1998).

Segundo Breen (1990); Adcock, et al. (1995), nos banhados somente dois mecanismos estão realmente disponíveis para remoção de fósforo: a adsorção pelo substrato e absorção na biomassa das plantas associado a remoção via coleta da biomassa aérea.

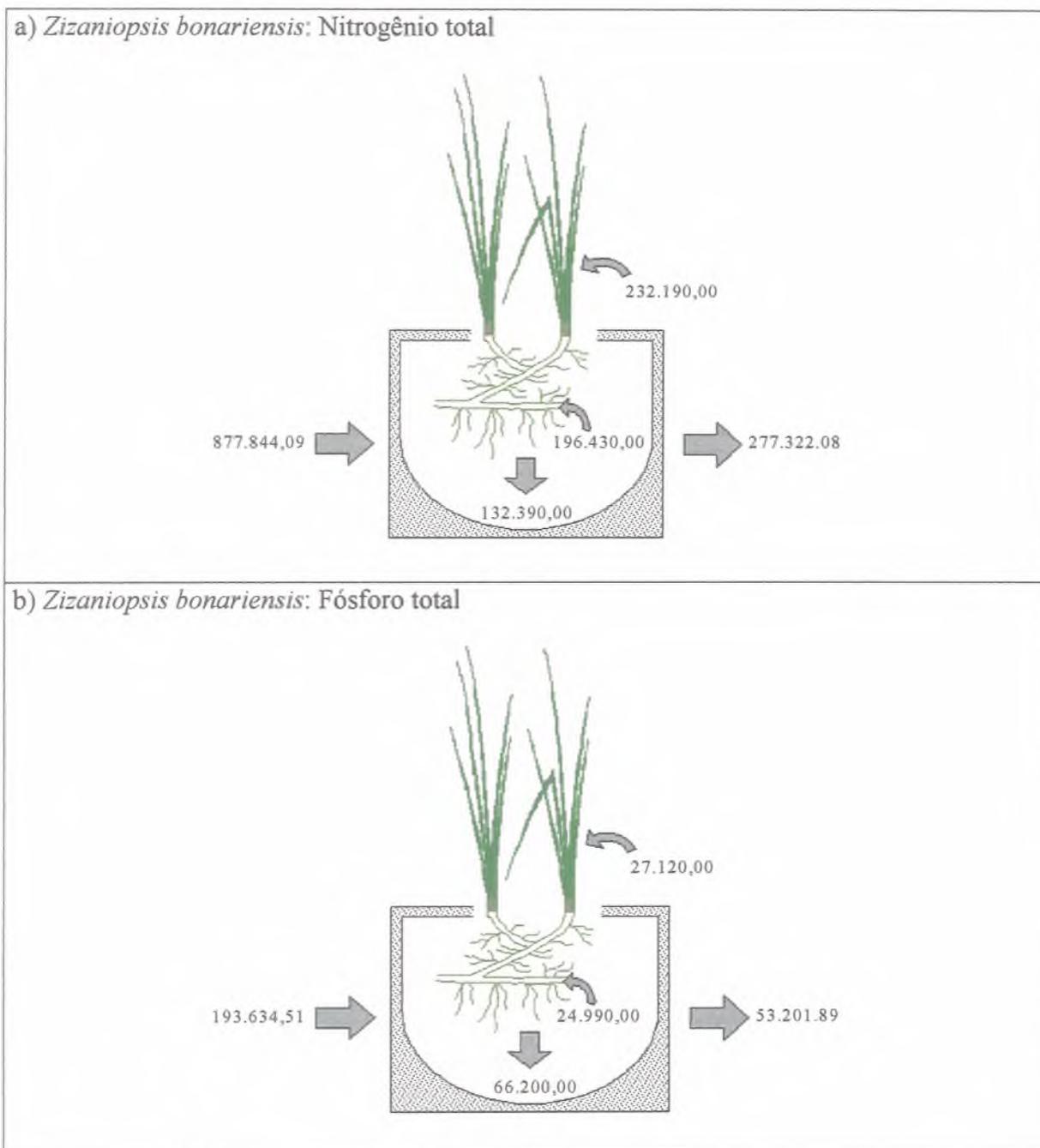
O fósforo é considerado um elemento conservativo nesses sistemas, podendo ser espacialmente removido do sistema, entretanto, com a aplicação continuada de fósforo, a capacidade dos solos dos banhados em reter fósforo diminui até o solo tornar-se saturado (Devai et al., 1988 apud Breen, 1990). Portanto, a coleta da biomassa aérea pode ser uma opção para remover permanentemente nutrientes do sistema, principalmente fósforo (Breen, 1990).

Embora teoricamente os banhados artificiais possam ter uma vida finita para uma efetiva remoção de fósforo, a remoção da biomassa poderá significativamente prolongar a vida dos sistemas (Billore et al., 1998).

Estudos realizados por Adcock et al. (1995), indicaram que 55% de nitrogênio e 46% de fósforo foram retidos pelas macrófitas. A biomassa das plantas e o substrato foram as principais componentes de retenção de nutrientes nos banhados, sendo que a remoção pode ser atribuída em grande parte pelo estabelecimento das macrófitas. Brix (1990), encontrou 12% de nitrogênio e 33% de fósforo retido no substrato. O equivalente a 30% de nitrogênio removido do banhado foi atribuído a volatilização da amônia e pelo processo de nitrificação-denitrificação.

Estudo realizado por Brix (1994), Gumbrecht (1993) apud Brix (1997), mostraram que a capacidade de remoção pelas macrófitas e a remoção via coleta, encontram-se na faixa de 30 a 150 kg P/ha.ano e 200 a 2500 kg N/ha.ano, respectivamente. Breen (1990), encontrou 50,7% de nitrogênio e 67,3% de fósforo retido nas plantas, indicando que as plantas apresentaram maior retenção de nutrientes. Esses resultados indicam o potencial de absorção de nutrientes pelas plantas como um processo de remoção em banhados tratando águas residuárias.

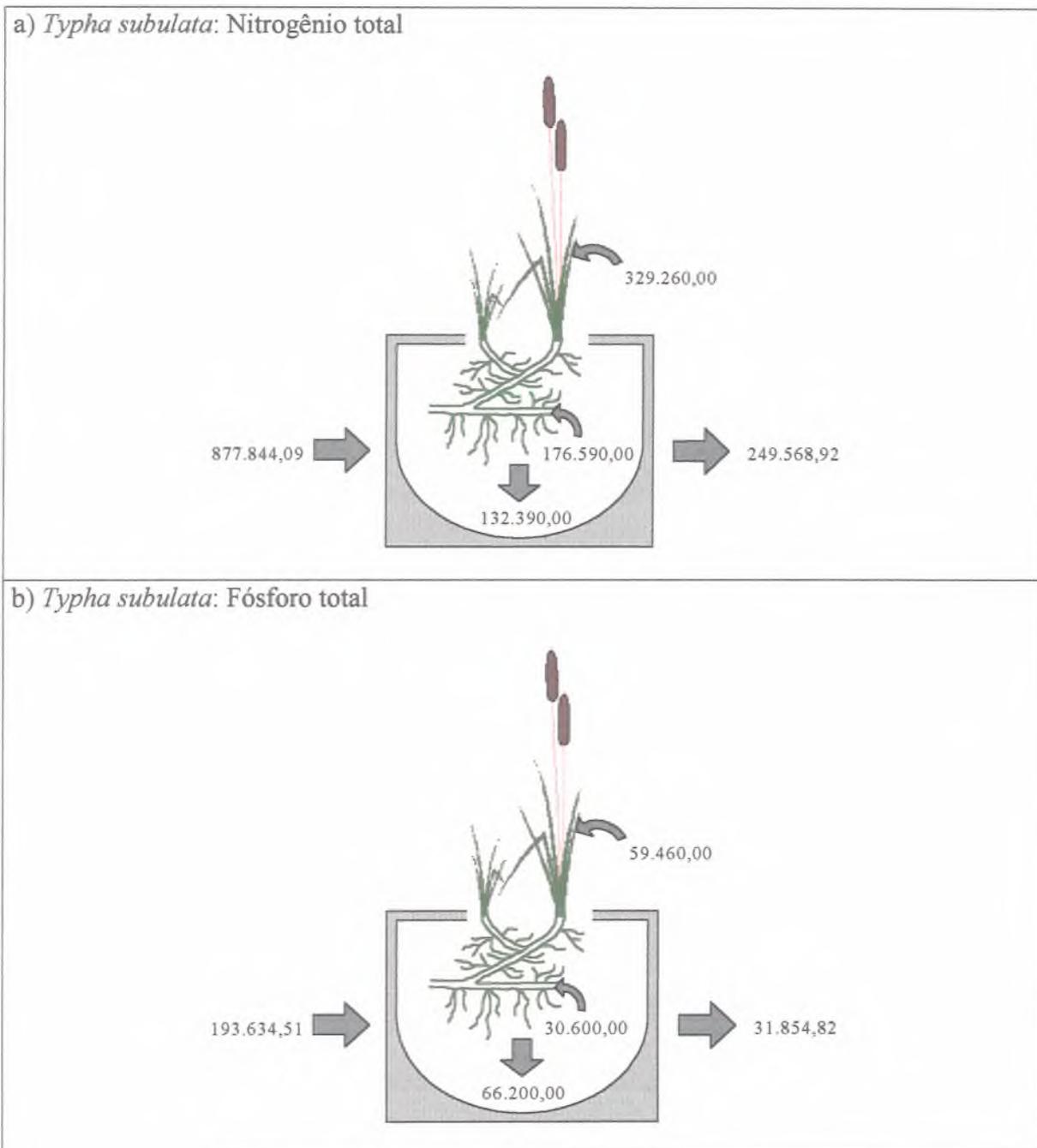
## Banhados construídos em estabelecimento



Unidades: mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>

Figura 4.9 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (em estabelecimento), com a macrófita aquática *Zizaniopsis bonariensis*.

## Banhados construídos em estabelecimento

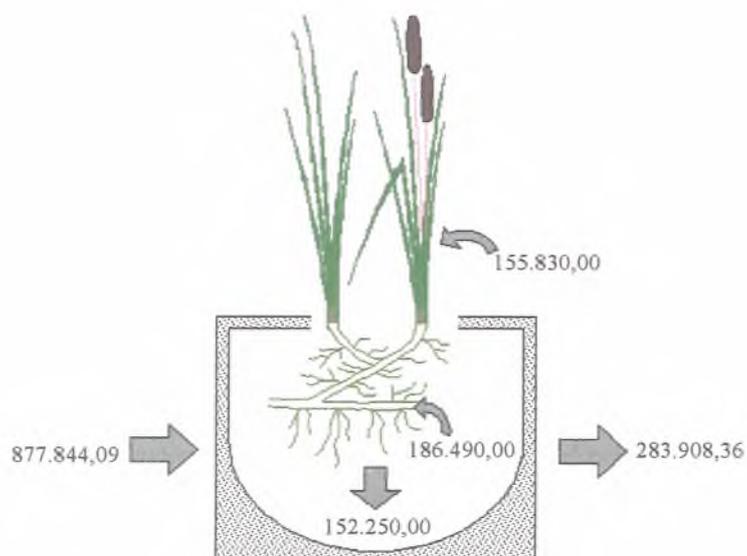


Unidades:  $\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$

Figura 4.10 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (em estabelecimento), com a macrófita aquática *Typha subulata*.

## Banhados construídos em estabelecimento

a) Mistura: Nitrogênio total



b) Mistura: Fósforo total

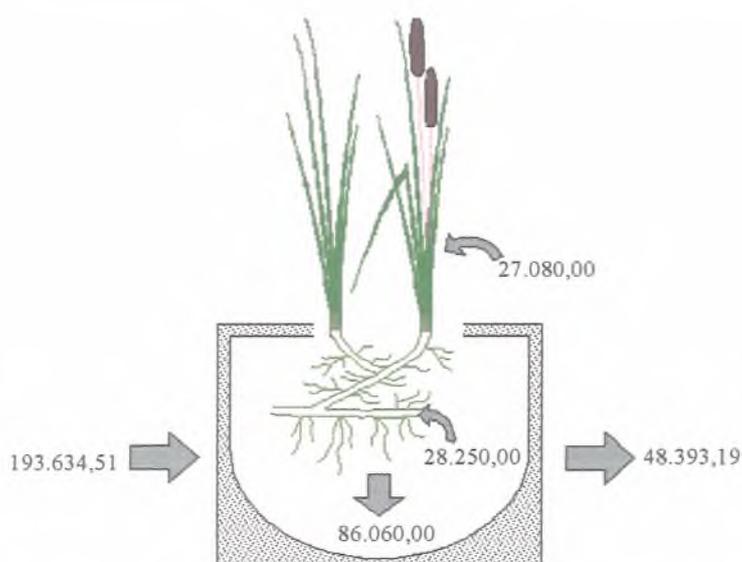
Unidades: mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>

Figura 4.11 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (em estabelecimento), com a macrófita aquática *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* (leitos mistura).

## 4.5 CARACTERÍSTICAS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS–Sistema estabelecido

### 4.5.1 Crescimento das macrófitas aquáticas

A espécie *Typha subulata* apresentou crescimento aéreo final 87% ( 962,43 m/m<sup>2</sup>) superior ao período inicial do experimento (Tabela 4.12).

A razão de biomassa aérea em relação a biomassa subterrânea, para o início e final do período de teste, foi na proporção de 0,13:1 e 0,23:1, respectivamente, indicando maior aumento da biomassa subterrânea durante o período amostral. Essa proporção pode ser explicada pelo fato de se tratar de um sistema já estabelecido, com grande densidade de biomassa subterrânea.

Tabela 4.12 – Comprimento aéreo total e biomassa total média (peso seco) da espécie *Typha subulata* para a amostragem inicial e final do sistema estabelecido.

Componente	INICIAL				FINAL			
	Comp. aéreo total (m/m <sup>2</sup> )	DP	Biomassa total (g/m <sup>2</sup> )	DP	Comp. aéreo total (m/m <sup>2</sup> )	DP	Biomassa total (g/m <sup>2</sup> )	DP
Folhas	1128,08	249,82	1335,22	358,20	2090,51	525,76	2789,27	1171,96
Talo	59,24	48,42	1164,67	1077,84	85,33	29,98	1766,45	689,82
Inflorescência					40,98		151,15	
Raiz/Rizoma			18671,47	988,84			20167,04	1257,77

n = 6; DP = Desvio Padrão

Na figura 4.12 é apresentada a distribuição da biomassa por componentes, para a espécie testada, em relação a fase inicial e final do experimento. A biomassa aérea (folhas) obtida na fase final do experimento apresentou biomassa de 109% superior a fase inicial do experimento, enquanto que a biomassa subterrânea obtida na fase final de teste apresentou um aumento de 8% em relação a fase inicial de teste.

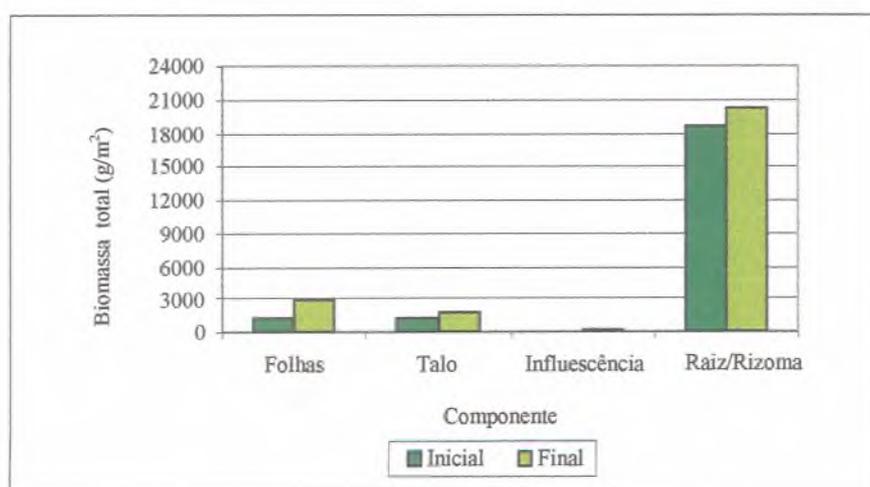


Figura 4.12 – Conteúdo de biomassa total (g/m<sup>2</sup>, peso seco) nas componentes (folhas, talo, inflorescência e rizosfera) do sistema estabelecido (*Typha subulata*).

A biomassa das folhas pode ser calculada utilizando-se uma relação linear simples. Essa relação foi desenvolvida a partir do comprimento das folhas e do seu peso seco coletado do sistema no início e final do período de teste (Breen, 1990). Utilizando a relação de Breen (1990) (Equação 20), foi possível calcular a biomassa foliar para a espécie *Typha subulata*.

Na tabela 4.10–item 4.4.1 é apresentado os valores de biomassa foliar total estimada e observada para o sistema estabelecido (*Typha subulata*). O modelo proposto por Breen (1990) também não apresentou aplicabilidade para a realidade do sistema em estudo, pois este subestimou a biomassa observada.

O modelo que melhor se ajustou a nuvem de pontos do sistema em estudo foi a relação potencial. Essa relação entre comprimento foliar e biomassa foliar para o sistema estabelecido pode ser representada pelas equações a seguir:

*Typha subulata* – Fase inicial:

$$BF = 0,271 * CF^{1,339} \quad (r = 0,926; n = 138) \quad (24)$$

*Typha subulata* – Fase final:

$$BF = 0,119 * CF^{1,564} \quad (r = 0,921; n = 213) \quad (25)$$

*Typha subulata* – Fase inicial e final:

$$BF = 0,186 * CF^{1,446} \quad (r = 0,924; n = 351) \quad (26)$$

Na figura 4.13(a, b e c) é apresentada a relação potencial entre biomassa e comprimento foliar para a fase inicial, final e inicial + final dos leitos estabelecidos. Observando a equação 24, 25 e 26, verifica-se a boa correlação para as três espécies testadas, com um coeficiente de correlação (r) de 0,926, 0,921 e 0,924 para a espécie *Typha subulata* na fase inicial, final e inicial + final, respectivamente.

Na figura 4.13a é verificado um melhor ajuste entre biomassa e comprimento foliar na fase inicial da curva, isto é, para pequenos valores de comprimento foliar. Uma grande dispersão dos pontos é verificado a medida que aumenta o comprimento das folhas.

O transporte dos banhados estabelecidos da Estação Recuperadora de Qualidade Ambiental (ERQA) – Campus do vale/UFRGS para a estação de tratamento de esgoto do Parque da Matriz – Cachoeirinha (CORSAN), provocou a quebra de folhas de algumas macrófitas. Portanto, foi necessário o corte (apara) dessas folhas, o que pode ter provocado uma variabilidade em sua densidade, principalmente para folhas de maior comprimento.

Na fase final do experimento (Figura 4.13b), também se verifica um melhor ajuste na fase inicial da curva, sofrendo em seguida uma grande dispersão a medida em que aumenta o

comprimento foliar. Entretanto, a dispersão verificada no alto da curva é mais suave comparada com a fase inicial.

Na figura 4.13c é apresentado a dispersão dos pontos referente a biomassa foliar e comprimento foliar conjuntamente para a fase inicial e final do experimento.

Fazendo uma análise comparativa da biomassa aérea da espécie *Typha subulata* entre os sistemas em estabelecimento e os sistemas estabelecidos, verificou-se o grande potencial de desenvolvimento da biomassa deste último. A biomassa aérea da espécie *Typha subulata* do sistema em estabelecimento foi de 21.012,72 g/m<sup>2</sup> e para o sistema estabelecido foi de 2.789,27 g/m<sup>2</sup>.

Em relação a biomassa subterrânea, verificou-se que o sistema estabelecido foi superior ao sistema em estabelecimento, uma vez que esse já se encontrava completamente maduro, possuindo deste modo, uma ocupação completa no sistema.

Através dos modelos desenvolvidos que estimam a biomassa do sistema, é possível determinar elementos para o dimensionamento de processos de disposição ou compostagem dessa biomassa, bem como a sua utilização como fertilizante e alimento para peixes ou aves.

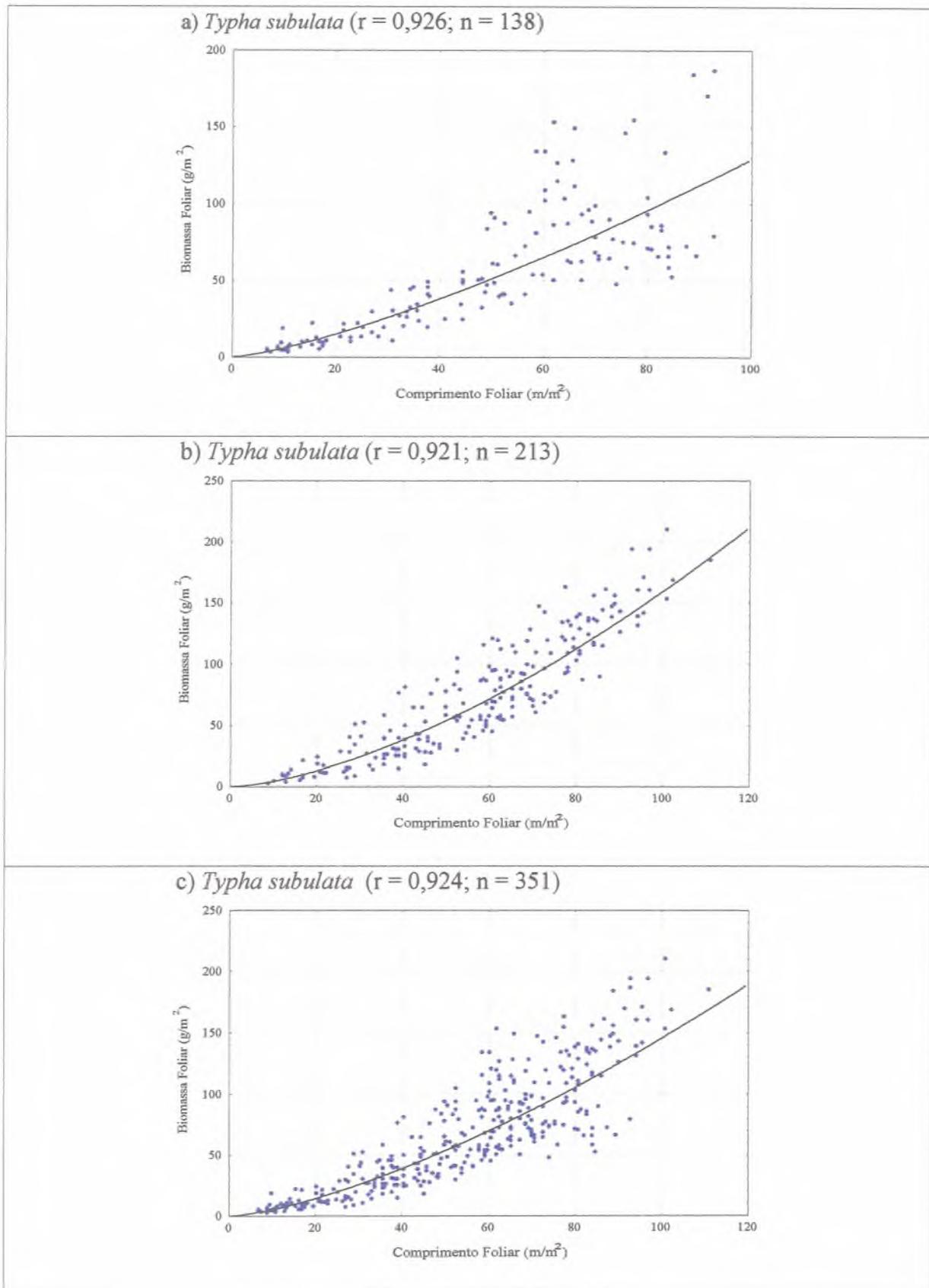


Figura 4.13 – Relação biomassa foliar versus comprimento foliar: Biomassa das folhas (BF) calculado a partir do comprimento das folhas (CF). a) *Typha subulata* – inicial; b) *Typha subulata* – final; c) *Thpha subulata* – inicial e final.

#### 4.5.2 Concentração de nutrientes nos tecidos das macrófitas e substrato

A concentração de nutrientes nos tecidos da espécie *Typha subulata* e de seu respectivo substrato, é apresentada na tabela 4.13. A razão de concentração de nitrogênio total na biomassa aérea em relação a concentração na biomassa subterrânea para a fase inicial e final foi de 2,98:1 e 1,1:1, respectivamente, indicando maior retenção na biomassa aérea para a fase inicial e final do experimento (Figura 4.14a).

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), a fase final do experimento apresentou maior retenção de nitrogênio total em sua biomassa em relação a fase inicial (3,8%).

A concentração de nitrogênio no substrato dos leitos com macrófitas foi superior a retida no substrato dos leitos controle durante todo o período amostral (Figura 4.14b).

A razão de concentração de fósforo total retida na biomassa aérea em relação a concentração retida na biomassa subterrânea para a fase inicial e final foi de 2,79:1 e 0,93:1, respectivamente, indicando maior retenção de fósforo na biomassa aérea para a fase inicial e uma maior retenção na biomassa subterrânea na fase final do experimento (Figura 4.14c).

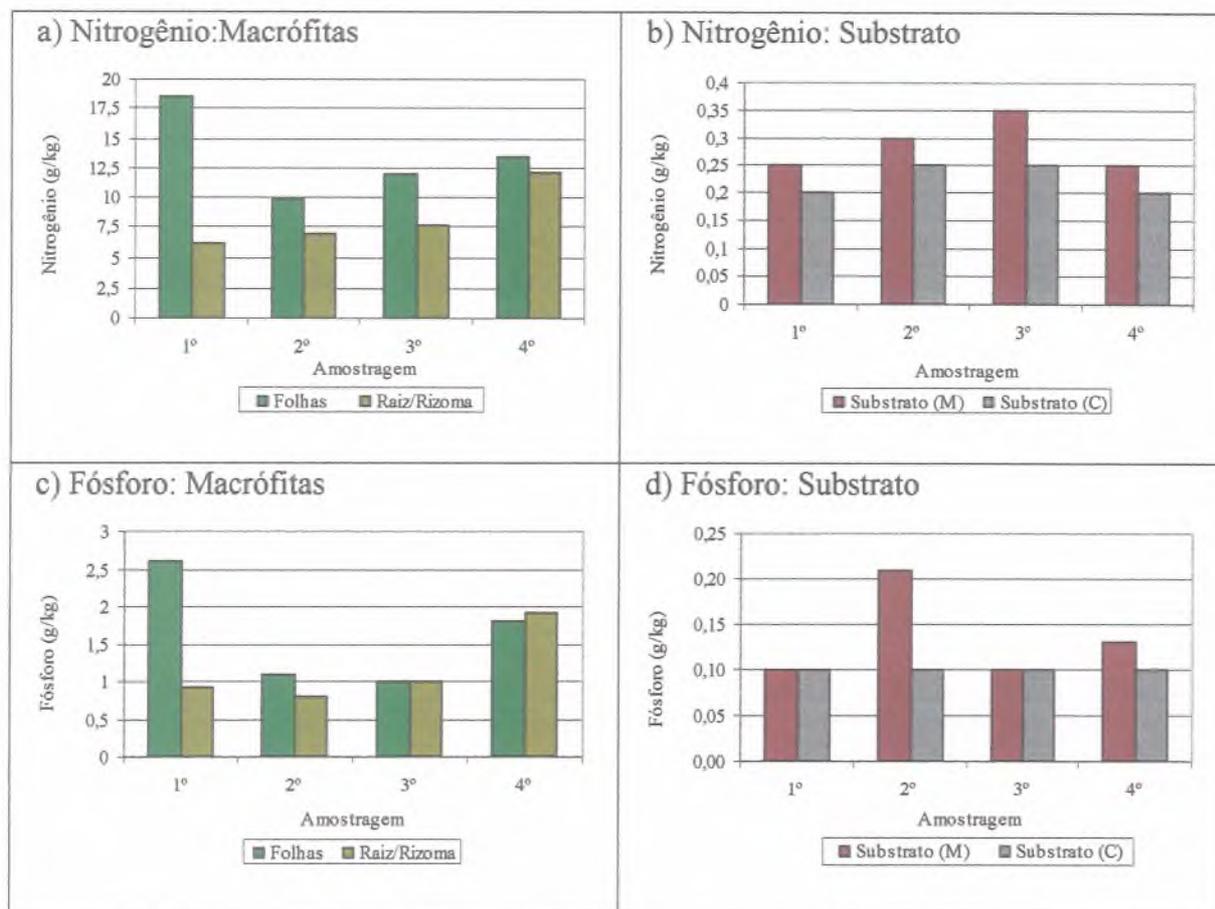
Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), a fase final do experimento apresentou maior retenção de fósforo total em sua biomassa em relação a fase inicial (5,7%).

O substrato dos leitos com *Typha subulata* apresentou maior retenção de fósforo total em relação ao substrato dos leitos controle, no final do período amostral (Figura 4.14d).

Tabela 4.13 – Concentração de nitrogênio (g/kg), fósforo (g/kg), enxofre (g/kg) e carbono orgânico (g/kg) para a componente folhas, raiz/rizoma e substrato referente aos sistemas estabelecidos.

1º Amostragem (INICIAL)									2º Amostragem							
Componente	N <sub>T</sub>	DP	P <sub>T</sub>	DP	S	DP	COT	DP	N <sub>T</sub>	DP	PT	DP	S	DP	COT	DP
Folhas	18,50	3,54	2,6	0,28	2,05	0,07	440,00	0,00	9,90	5,80	1,10	0,14	1,85	0,21	420,00	0,00
Raiz/Rizoma*	6,20	2,05	0,93	0,49	1,53	0,24	320,00	117,76	6,88	2,22	0,80	0,62	1,78	0,42	335,00	110,00
Substrato (M)	0,25	0,06	0,10	0,00	0,06	0,01	3,95	0,62	0,30	0,08	0,21	0,02	0,05	0,03	4,84	2,03
Substrato (C)	0,20	0,00	0,10	0,00	0,04	0,02	0,68	0,21	0,25	0,06	0,10	0,00	0,20	0,00	1,29	0,40
3º Amostragem									4º Amostragem (FINAL)							
Componente	N <sub>T</sub>	DP	P <sub>T</sub>	DP	S	DP	COT	DP	N <sub>T</sub>	DP	P <sub>T</sub>	DP	S	DP	COT	DP
Folhas	12,00	0,00	1,00	0,00	1,80	0,00	440,00	0,00	13,50	0,71	1,80	0,14	1,55	0,07	380,00	14,14
Raiz/Rizoma*	7,70	2,36	1,00	0,52	1,58	0,21	365,00	70,00	12,15	3,79	1,93	1,12	3,33	0,13	372,50	27,54
Substrato (M)	0,35	0,12	0,10	0,00	0,34	0,05	3,96	1,50	0,25	0,10	0,13	0,05	0,10	0,04	6,85	5,46
Substrato (C)	0,25	0,00	0,10	0,00	0,28	0,06	0,95	0,07	0,20	0,00	0,10	0,00	0,02	0,01	1,30	0,24

Substrato (M) – substrato macrófitas; Substrato (C) – substrato do controle  
n = 4; n\* = 8; DP = Desvio Padrão



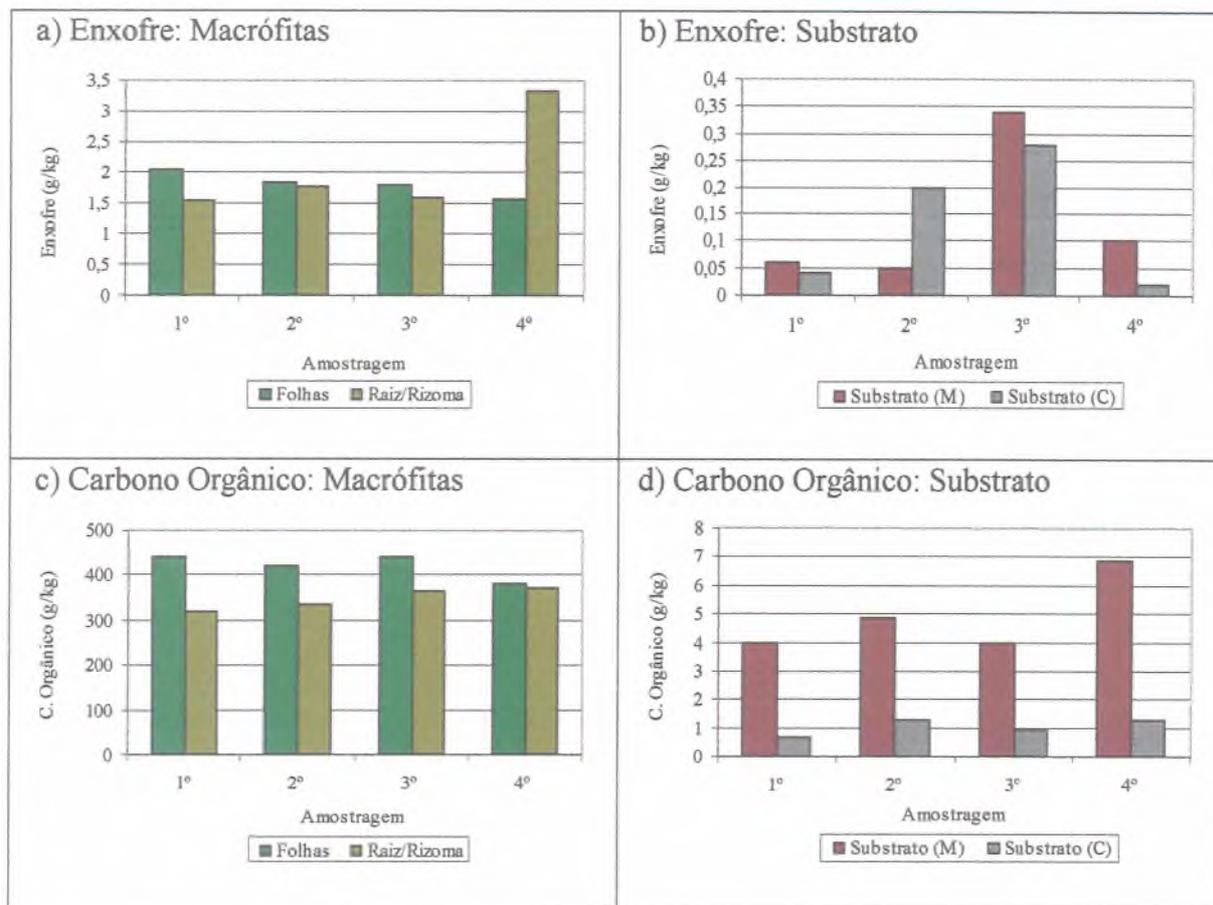
Substrato (M): substrato macrófitas, Substrato (C): substrato controle.

Figura 4.14 – Concentração de Nitrogênio e Fósforo Total (g/kg) na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato. a) Nitrogênio: Macrófitas; b) Nitrogênio: Substrato; c) Fósforo: Macrófitas; d) Fósforo: Substrato.

A razão de concentração de enxofre retida na biomassa aérea em relação a concentração retida na biomassa subterrânea para a fase inicial e final foi de 1,34:1 e 0,46:1, respectivamente, indicando maior retenção de enxofre na biomassa aérea na fase inicial e uma maior retenção na biomassa subterrânea na fase final do experimento (Figura 4.15a).

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), a fase final do experimento apresentou maior retenção de enxofre em sua biomassa em relação a fase inicial (36,1%).

O substrato dos leitos com *Typha subulata* apresentou maior retenção de enxofre em relação ao substrato dos leitos controle durante o período amostral (Figura 4.15b). Na terceira amostragem foi verificado um grande aumento na adsorção de substrato para ambos os leitos, reduzindo novamente na última amostragem (Figura 4.15b). Esse aumento pode ter sido ocasionado por algum erro na amostragem e/ou análise.



Substrato (M): substrato macrófitas, Substrato (C): substrato controle

Figura 4.15 – Concentração de Enxofre e Carbono Orgânico (g/kg) na biomassa aérea, raiz/rizoma e substrato. a) Enxofre: Macrófitas; b) Enxofre: Substrato; c) Carbono Orgânico: Macrófitas; d) Carbono Orgânico: Substrato.

A razão de concentração de carbono orgânico na biomassa aérea em relação a concentração na biomassa subterrânea para a fase inicial e final foi de 1,38:1 e 1,02:1, respectivamente, indicando maior retenção de carbono orgânico na biomassa aérea na fase inicial e fase final do experimento (Figura 4.15c).

Analisando a biomassa total da planta (aérea + raiz/rizoma), a fase inicial do experimento apresentou maior concentração de carbono orgânico em sua biomassa em relação a fase final (1%).

O substrato dos leitos com *Typha subulata* apresentou maior retenção de carbono orgânico em relação ao substrato dos leitos controle durante o período amostral (Figura 4.15d).

### 4.5.3 Balanço de massa do sistema estabelecido

Durante o período de 215 dias de operação, um total de 613.895,00 mg/m<sup>2</sup>.d de nitrogênio e 216.190,00 mg/m<sup>2</sup>.d de fósforo foram removidos da água residuária pelos banhados com *Typha subulata*. Esse total constitui respectivamente a 47 e 74% da quantidade de nitrogênio e fósforo removido pelo sistema.

A eficiência de remoção de nitrogênio foi de 3, 19 e 25% para biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente; isto é, 3, 19 e 25% da carga de nitrogênio foi retido pela biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente. Do mesmo modo, 2, 13 e 59% da carga de fósforo ficou retido na biomassa aérea, rizosfera e substrato, respectivamente, através da adsorção, absorção e incorporação.

O equivalente a 16% de nitrogênio foi removido por outros mecanismos, como o processo de nitrificação, volatilização da amônia ou contida na biomassa morta (seca) das folhas durante o período amostral. Em relação a fósforo, foi verificada ineficiência. O sistema encontrava-se saturado por fósforo, ocasionando sua liberação com a aplicação da carga no sistema. Os sistemas foram utilizados em outros tratamentos de efluentes o que resultou em acúmulo de fósforo no substrato.

Do total de nitrogênio retido no sistema, foi verificada maior retenção no substrato da espécie *Typha subulata*, com menor retenção na biomassa aérea. Em relação a fósforo, o substrato apresentou maior retenção, enquanto que a componente aérea apresentou menor retenção.

O valor de fósforo total obtido na biomassa aérea foi atribuída a absorção sobre esta e para a biomassa da raiz/rizoma pode ser devido a incorporação, absorção e precipitação sobre esta biomassa. Entretanto, pelo método utilizado não foi possível diferenciar estes processos.

A quantidade de nitrogênio e fósforo removido pelo sistema foi retido em sua maioria pelo substrato.

As adsorção, absorção, precipitação e sedimentação são os principais mecanismos de remoção de fósforo dos banhados construídos (Tchobanoglous, 1987 apud Gearheart, 1992).

Com a aplicação continuada de fósforo, a capacidade de retenção dos solos dos banhados diminui até o solo tornar-se saturado (Devai et al., 1988 apud Breen, 1990). Assim, o banhado poderá liberar alguma quantidade de fósforo que foi previamente adsorvido pelo sistema se a concentração de fósforo na água em contato com o solo for reduzida (Nichols, 1983).

No presente experimento, a carga de fósforo efluente apresentou-se superior a carga afluente. O fato deste sistema já ter sido utilizado no tratamento de efluente petroquímico e de minas de carvão pode ter influenciado no resultado final.

Comparando a espécie *Typha subulata* nos sistemas estabelecidos em relação aos sistemas em estabelecimento, verificou-se que este último apresentou maior potencial na remoção de nitrogênio e fósforo. O sistema em estabelecimento apresentou remoção de 73% de nitrogênio e 81% de fósforo, ao passo que o sistema estabelecido removeu somente 47% de nitrogênio e 74% de fósforo.

A remoção de nitrogênio e fósforo efetuada pela biomassa aérea do sistema estabelecido foi de 3 e 2%, respectivamente. Para o sistema em estabelecimento essa remoção foi de 38% para nitrogênio e 31% para fósforo, demonstrando grande eficiência em relação ao sistema estabelecido.

A remoção de nutrientes efetuada pelo substrato do sistema estabelecido foi superior ao do sistema em estabelecimento, entretanto é importante lembrar que o sistema estabelecido já foi utilizado no tratamento de outros tipos de efluentes, possuindo dessa forma, alguma reserva de nutrientes contida em seu substrato.

A fase inicial de estabelecimento dos banhados, podem fornecer resultados satisfatórios na remoção de nutrientes, quando comparado com sistemas já em completo estabelecimento.

## Banhados construídos estabelecidos

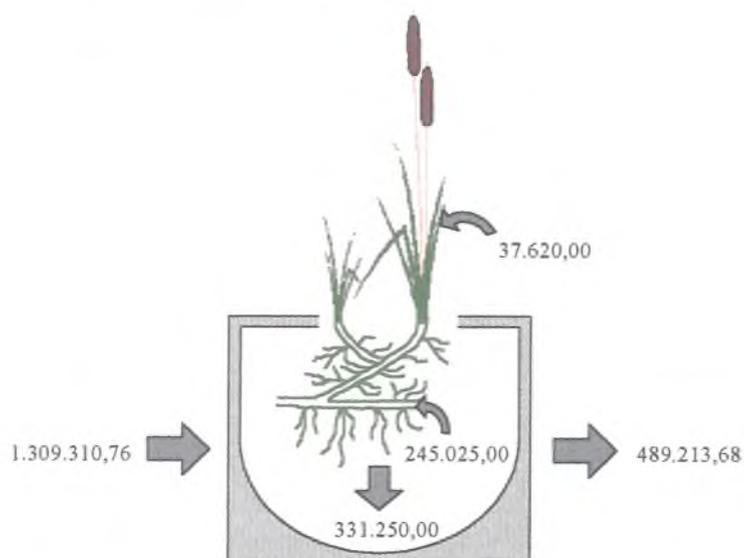
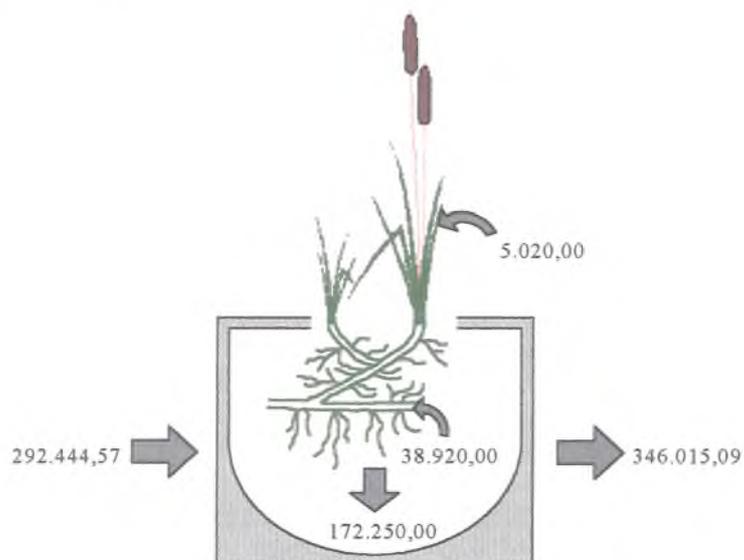
a) *Typha subulata*: Nitrogênio totalb) *Typha subulata*: Fósforo totalUnidades:  $\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 

Figura 4.16 – Balanço de nitrogênio total (a) e fósforo total (b) em banhados construídos (estabelecidos), com a macrófita aquática *Typha subulata*.

## 5 CONCLUSÕES

---

Os banhados construídos passam por vários estágios até atingir a maturidade. Alguns de seus estágios podem contribuir significativamente para o seu desempenho. A partir deste fato, o presente estudo teve por objetivo buscar o entendimento do funcionamento desses sistemas na fase de implantação. Foi analisado o comportamento e o potencial das macrófitas na redução de cargas poluidoras (na fase de crescimento), determinando qual espécie melhor se adaptou às condições de operação e promoveu maior eficiência.

### Sistemas em estabelecimento

Os banhados contendo as espécies testadas forneceram resultado variável na redução de poluentes. Os leitos contendo a espécie *Typha subulata* demonstraram melhor desempenho na redução dos poluentes, para as condições experimentais. Os banhados apresentaram diferença significativa na eficiência média ( $p < 0,05$ ) entre as espécies testadas, para as variáveis cor, alcalinidade,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , cloretos e condutividade. Os leitos contendo as espécies apresentaram diferença significativa em relação aos leitos controle para as variáveis turbidez, DQO e  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Os banhados apresentaram bom desempenho na aplicação de cargas reduzidas. O aumento de carga aplicada no sistema ocasionou redução de eficiência do sistema, influenciando significativamente ( $p < 0,05$ ) as variáveis turbidez, cor, coliformes totais e fecais, SST, SSV, DQO, NTK,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , PT,  $\text{PO}_4^{3-}$ , condutividade e cloretos.

Os modelos empíricos desenvolvidos para o sistema experimental, entre cargas afluentes e efluentes de nitrogênio, fósforo e DQO, com limite de confiança de 95%, foram melhor representadas para cargas reduzidas. Acima dessa faixa de carga foi verificada uma redução da capacidade de remoção de nutrientes e DQO.

A interação dos fatores carga e espécie resultou em diferença significativa, para as variáveis alcalinidade, cloretos, cor, DQO,  $\text{PO}_4^{3-}$  e turbidez.

As espécies de macrófitas testadas (*Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*) mostraram grande capacidade de sobrevivência às condições de teste, ocupando integralmente os espaços dos banhados. Os leitos com a espécie *Typha subulata* mostraram crescimento aéreo e biomassa aérea total, superior aos leitos com *Zizaniopsis bonariensis* e leitos mistura. Além disso, foi verificado para as espécies *Zizaniopsis bonariensis* e *Typha subulata* aumento na biomassa aérea em relação a biomassa subterrânea.

A biomassa aérea da espécie *Zizaniopsis bonariensis* e *Typha subulata* foi a componente de maior retenção de nitrogênio, enquanto que o substrato reteve maior quantidade de fósforo. Os sistemas mistura apresentaram maior retenção de nitrogênio e fósforo nas componentes rizosfera e substrato, respectivamente.

Dos três tipos de macrófitas analisadas (*Zizaniopsis bonariensis*, *Typha subulata* e mistura de *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*), a espécie *Typha subulata*, apresentou maior potencial de eficiência para nitrogênio e fósforo. O mecanismo de remoção que prevaleceu no sistema foi absorção e adsorção para nitrogênio e fósforo, respectivamente.

Os banhados constituem solução alternativa no tratamento de efluentes domésticos, principalmente em aplicações locais e de pequena escala, necessitando de um estudo mais prolongado para aplicações de grande escala em áreas com alta densidade populacional. Além disso, estes não apresentaram bom desempenho para cargas concentradas, necessitando de estudos mais detalhados e prolongados.

Estes sistemas passam por um período de estabelecimento e adaptação às condições do meio, começando a fornecer um melhor desempenho após um ano de operação. Esse fato pode explicar o desempenho variável dos banhados nessa fase de estabelecimento. Além disso, um fator contribuinte pode estar associado com o método de carga (semi-contínuo), a influência da precipitação e de problemas ocorridos na estação durante o período de teste.

### **Sistemas estabelecidos**

Os banhados contendo a espécie *Typha subulata* apresentaram resultado similar aos sistemas em estabelecimento. Entretanto, era esperado um melhor desempenho dos mesmos, pois se tratava de sistemas completamente estabelecidos. Os banhados estabelecidos apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre espécie para as variáveis alcalinidade, DQO, SST,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3$ , PT,  $\text{SO}_4^{2-}$ , cloretos e condutividade.

A carga inicial e intermediária aplicada no sistema apresentou resultados satisfatórios de eficiência para o sistema, enquanto que a carga final ocasionou redução. O aumento de carga influenciou significativamente na redução de eficiência do sistema, para as variáveis turbidez, alcalinidade, coliformes totais e fecais, SST, DQO, NTK,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3^-$ , PT, condutividade e cloretos.

Os modelos empíricos desenvolvidos para o sistema experimental para o cálculo da carga afluente e efluente de nitrogênio total, foram melhor representadas para cargas reduzidas. Em relação ao fósforo, não foi verificado nenhuma eficiência no sistema. Foi verificado uma grande variação de carga no efluente em relação a DQO.

O fato deste sistema ter sido utilizado no tratamento de efluente petroquímico e de minas de carvão, pode ter influenciado no desempenho do mesmo para a variável fósforo total. A alteração no desempenho do sistema, é um dos problemas que ocorre quando se altera a qualidade do efluente.

A interação dos fatores carga e espécie resultou em diferença significativa para as variáveis Coliformes totais, condutividade,  $\text{NO}_3^-$ , PT,  $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ .

A espécie testada apresentou biomassa subterrânea superior a biomassa aérea, pois se tratava de sistemas totalmente estabelecidos.

O balanço de massa realizado estimou a quantidade de nutrientes retido no sistema e o principal mecanismo. A quantidade de nitrogênio e fósforo total removido pelo sistema foi retido em sua maioria pelo substrato, sendo a adsorção o principal mecanismo de remoção de nutrientes.

Os banhados podem ser utilizados como solução alternativa no tratamento de efluentes domésticos, principalmente em aplicações locais e de pequena escala.

## 6 RECOMENDAÇÕES

---

É fundamental a continuidade de estudos relacionados a este tipo de sistema, principalmente sob condições reais controladas, a fim de fornecer dados mais exatos sobre o potencial de remoção de poluentes e de parâmetros de projeto, bem como, os principais mecanismos de remoção.

Com o intuito de contribuir com futuros trabalhos, visando a continuidade desta linha de pesquisa, recomenda-se:

- a realização de estudos relacionados a influência da carga hidráulica intermitente sobre o desempenho dos banhados;
- a utilização de outras espécies de macrófitas aquáticas existentes, a fim de se conhecer sua eficiência;
- verificar o desempenho dos banhados na remoção de nutrientes pela utilização de substratos alternativos de resíduos industriais (cinza muito fina e escória - pag. 11), areia rica em alumínio e ferro, entre outros;
- o desenvolvimento de novas técnicas construtivas do sistema;
- o desenvolvimento de estudos para estruturas simplificadas de controle de saída do efluente;
- o estudo de métodos simplificados de operação, controle e monitoramento, a fim de aumentar a eficiência do sistema e evitar problemas de manutenção no decorrer do tratamento.
- A realização de estudos utilizando sistemas com recirculação do efluente para verificar seu comportamento na aplicação de cargas elevadas (concentradas).

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADCOCK, P. W., RYAN, G. L. e OSBORNE, P. L. 1995. Nutrient partitioning in a clay-based surface flow wetland. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p.203-210.
- APHA, AWWA e WPCF 1996. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17 ed. – Washington: American Public Health Association.
- BARTH, F. T., POMPEU, C. T., FILL, H. D., TUCCI, C. E. M., KELMAN, J., BRAGA, B. P.F., Jr. 1987. Modelos para gerenciamento de recursos hídricos. São Paulo: Nobel: ABRH. 526p.
- BILLORE, S. K., SINGH, N., SHARMA, J. K., DASS, P., NELSON, R. M. 1998. Horizontal Flow Subsurface Constructed Wetland with Phragmites Karka – Gravel Bed Treatment have Municipal Wastewater Carried in Ground-Earth-Channel Network in Tropical Central India. 6<sup>th</sup> International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Brazil, p. 276-290.
- BREEN, P. F. 1990. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. - Water Research, Exeter, v. 24, n. 6, p. 689-697.
- BRIX, H. 1990. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of Phragmites australis in a constructed reed bed receiving domestic sewage. Water Research, Exeter, v. 24, n. 2, p. 259-266.
- BRIX, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 29, n. 4, p. 71-78.
- BRIX, H. 1997. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? Water Science and Technology, Oxford, v. 35, n. 5, p. 11-17.
- BRIX, H. 1998. How “green” are constructed wetland treatment systems? 6<sup>th</sup> International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Brazil, p. 1-10.
- CHICK, A. J., MITCHELL, D. S. 1995 A pilot study of vertical flow wetlands at Coff's Harbour, New South Wales, Australia. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 103-110.
- COCHRAN, W. G., COX G. M. 1957 Experimental designs – 2.ed. New York: John Wiley. 611p.
- COOPER, P. F., HOBSON, J. A. 1990. Sewage treatment by reed bed systems: the present situation in the United Kingdom. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1., 1998, Chattanooga. Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural. Chelsea: Lewis, p.153-171.
- CRITES, R. W., DOMBECK, G. D., WATSON, R. C., WILLIAMS, C. R. 1997. - Removal of metals and ammonia in constructed wetlands. Water Environment Research, Alexandria, v. 69, n. 2, p.132-135.

- GEARHEART, R. A. 1992. Use of constructed wetlands to treat domestic wastewater, City of Arcata, California. Water Science and Technology, Oxford, v. 26, n. 7/8, p. 1625-1637.
- GREEN, M., FRIEDLER, E., RUSKOL, Y., SAFRAI, I. 1997. Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 35, n. 5, p.63-70.
- HABERL, R., PERFLER, R., MAYER, H. 1995. Constructed wetlands in Europe. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 305-315.
- HAMMER, D. A., BASTIAN, R. K. 1990. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1., 1998, Chattanooga. Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural. Chelsea: Lewis, p. 5-19.
- HERITAGE, A., PISTILLO, P., SHARMA, K. P., LANTZKE, I. R. 1995. Treatment of primary-settled urban sewage in pilot-scale vertical flow wetland filters: comparison of four emergent macrophyte species over a 12 month period. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 295-304.
- HILEY, P. D. 1995. The reality of sewage treatment using wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 329-338.
- HORNE, A. J. 1995. Nitrogen removal from waste treatment pond or activated sludge plant effluents with free-surface wetlands - Water Science and Technology, Oxford, v. 31, n.12, p. 341-351.
- JENSSEN, P. D., MAEHLUM, T., KROGSTAD, T. 1993. Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. Water Science and Technology, Oxford, v. 28, n. 10, p. 149-157.
- JUWARKAR, A. S., OKE, B., JUWARKAR, A., PATNAIK, S. M. 1995. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 291-294.
- KADLEC, R. H. 1995. Overview: surface flow constructed wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 1-12.
- KUSLER, J. A., MITSCH, W. J., LARSON, J. S. 1994. Wetlands. Scientific American, New York, p. 64B-70, Jan.
- LYON, J. G. 1993. Practical handbook for wetland identification and delineation. Boca Raton: Lewis. 157p.
- LAKSHMAN, G. 1987. Ecotechnological opportunities for aquatic plants – a survey of utilization options. In: CONFERENCE ON RESEARCH AND APPLICATIONS OF AQUATIC PLANTS FOR WATER TREATMENT AND RESOURCES RECOVERY, 1986, Orlando. 1987. Aquatic plants for water treatment and resources recovery. Orlando: Magnolia. P. 49-65.

- MAEHLUM, T., JENSSEN, P. D., WARNER, W. S. 1995. Cold-Climate constructed wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 95-102.
- MANN, R. A., BAVOR, H. J. 1993. Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. Water Science and Technology, Oxford, v. 27, n. 1, p. 107-113.
- MARTIN, C. D., JOHNSON, K. D. 1995. The use of extended aeration and in-series surface-flow wetlands for landfill leachate treatment. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 119-128.
- MIDDLEBROOKS, E. J. 1995. Upgrading pond effluents: an overview. - Water Science and Technology, Oxford, v. 31, n. 12, p. 353-368.
- MITCHELL, D. S., CHICK, A. J., RAISIN, G. W. 1995. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 365-373.
- MITSCH, W. J., GOSSELINK, J. G. 1986. Wetlands. New York: Van Nostrand Reinhold.
- MITSCH, W. J., JORGENSEN, S. E. (s.n.t) – Introduction to ecological engineering.
- MOUSTAFA, M. Z., CHIMNEY, M. J., FONTAINE, T. D., SHIH, G., DAVIS, S. 1996. The response of a freshwater wetland to long-term “low level” nutrient loads - marsh efficiency - Ecological Engineering, Amsterdam, v. 7, n. 1, p. 15-33, Sept.
- MUNGUR, A. S., SHUTES, R. B. E., REVITT, D. M., HOUSE, M. A. 1995. An assessment of metal removal from highway runoff by a natural wetland. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 169-175.
- NETTER, R. 1993. Planted soil filter - a wastewater treatment system for rural areas. Water Science and Technology, Oxford, v. 28, n. 10, p. 133-140.
- NICHOLS, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. Journal Water Pollution Control Federation, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 495-505.
- NIERING, W. A. 1989. Wetlands: the Audubon Society Nature Guides. New York: A. A. Knopf, p. 5-18.
- NYAKANG, J. B., e BRUGGEN, J. V. 1998. Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Brazil, p. 264-275.
- PATRICK, W. H. Jr. 1994. From wastelands to wetlands. - Journal of Environmental Quality, Madison, v. 23, p. 892-896.
- PERFLER, R., HABERL, R. 1993. Actual experiences with the use of reed bed systems for wastewater treatment in single households. Water Science and Technology, Oxford, v. 28, n. 10, p. 141-148.

- PHILIPPI, L. S., COSTA, R. H. R. e SEZERINO, P. H. 1998. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Brazil, p. 670-679.
- REED, S. C. e BROWN, D. S. 1992. Constructed wetland design: the first generation. Water Environment Research, Alexandria, v. 64, n. 6, p. 776-781.
- REIMOLD, R. J. e MCBRIEN, M. A. 1997. Evaluating wetlands treatment systems for Alexandria, Egypt: pilot studies find dramatic improvement in water quality. Water Environment and Technology, Alexandria, p. 29-34.
- RIVERA, F., WARREN, A., RAMIREZ, E., DECAMP, O., BONILLA, P., GALLEGOS, E., CALDERÓN, A., SÁNCHEZ, J. T. 1995. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n.3, p. 211-218.
- ROGERS, K. H., BREEN, P. F., CHICK, A. J. 1991. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, Alexandria, v. 63, p. 934-941.
- SAUTER, G., LEONARD, K. 1997. Wetland design methods for residential wastewater treatment – Journal of the American Water Resources Association, Herndon, v. 33, n. 1, p. 155-162.
- SIKORA, F. J., ZHU, T., BEHRENDTS, L. L., STEINBERG, S. L., COONROD, H. S. 1995. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 193-202.
- TANNER, C. C., SUKIAS, J. P. 1995. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p.229-240.
- TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H., VOLKWEISS, S. J. 1995. Análises de Solo, Plantas e Outros Materiais. 2 ed. ver. Ampl. Porto Alegre: Departamento de solos da UFRGS. 174P.
- THOMAS, P. R., GLOVER, P., KALAROOPAN, T. 1995. An evaluation of pollutant removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 87-94.
- URBANC-BERCIC, O., BULC, T. 1995. Integrated constructed wetland for small communities. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 41-48.
- VAN OOSTROM, A. J. 1995. Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing effluent. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p.137-148.
- VYMAZAL, J. 1995. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: state of the art. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 357-364.
- VYMAZAL, J. 1996. The use of subsurface-flow constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. Ecological Engineering, Amsterdam, v. 7, n. 1, p.1-14, sept.

- WATSON, J. T., REED, S. C., KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L., WHITEHOUSE, A. E. 1990. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1., 1998, Chattanooga. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural. Chelsea: Lewis. p.319-347.
- WATSON, J. T., HOBSON, J. A. 1990. Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT, 1., 1998, Chattanooga. Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural. Chelsea: Lewis. p. 379-391.
- WEAST, R. C., ASTLE, M. J. 1979. CRC Handbook of chemistry and physics – 59Th, Florida, B224
- WENTZ, W. A. 1987. Aquatic plants for water treatment and resource recovery. In: Ecological/environmental perspectives on the use of wetlands in water treatment. Orlando: Magnolia. p. 17-21
- WILLIAMS, M., 1990. Wetlands: a threatened landscape. Oxford: Basil Blackwell. 419p.
- WILLIAMS, J., BAHGAT, M., MAY, E., FORD, M., BUTLER J. 1995. Mineralisation and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 49-58.
- WITTGREN, H. B., TOBIASON, S. 1995. Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetlands. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 69-78.
- WOOD, A. 1995. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 21-29.
- WOLVERTON, B. C. 1987. Aquatic plants for wastewater treatment: an overview. In: CONFERENCE ON RESEARCH AND APPLICATIONS OF AQUATIC PLANTS FOR WATER TREATMENT AND RESOURCES RECOVERY, 1986, Orlando. 1987. Aquatic plants for water treatment and resources recovery. Orlando: Magnolia. p. 3-11.
- YANG, Y., XU, Z., HU, K., WANG, J., WANG, G. 1995. Removal efficiency of the constructed wetland wastewater treatment system at Bainikeng, Shenzhen. Water Science and Technology, Oxford, v. 32, n. 3, p. 31-40.
- ZACHRITZ, W. H., FULLER, J. W. 1993. Performance of an artificial wetlands filter treating facultative lagoon effluent at Carville, Louisiana. Water Environment Research, Alexandria, v. 65, n. 1, p. 46-52.

## **ANEXOS**

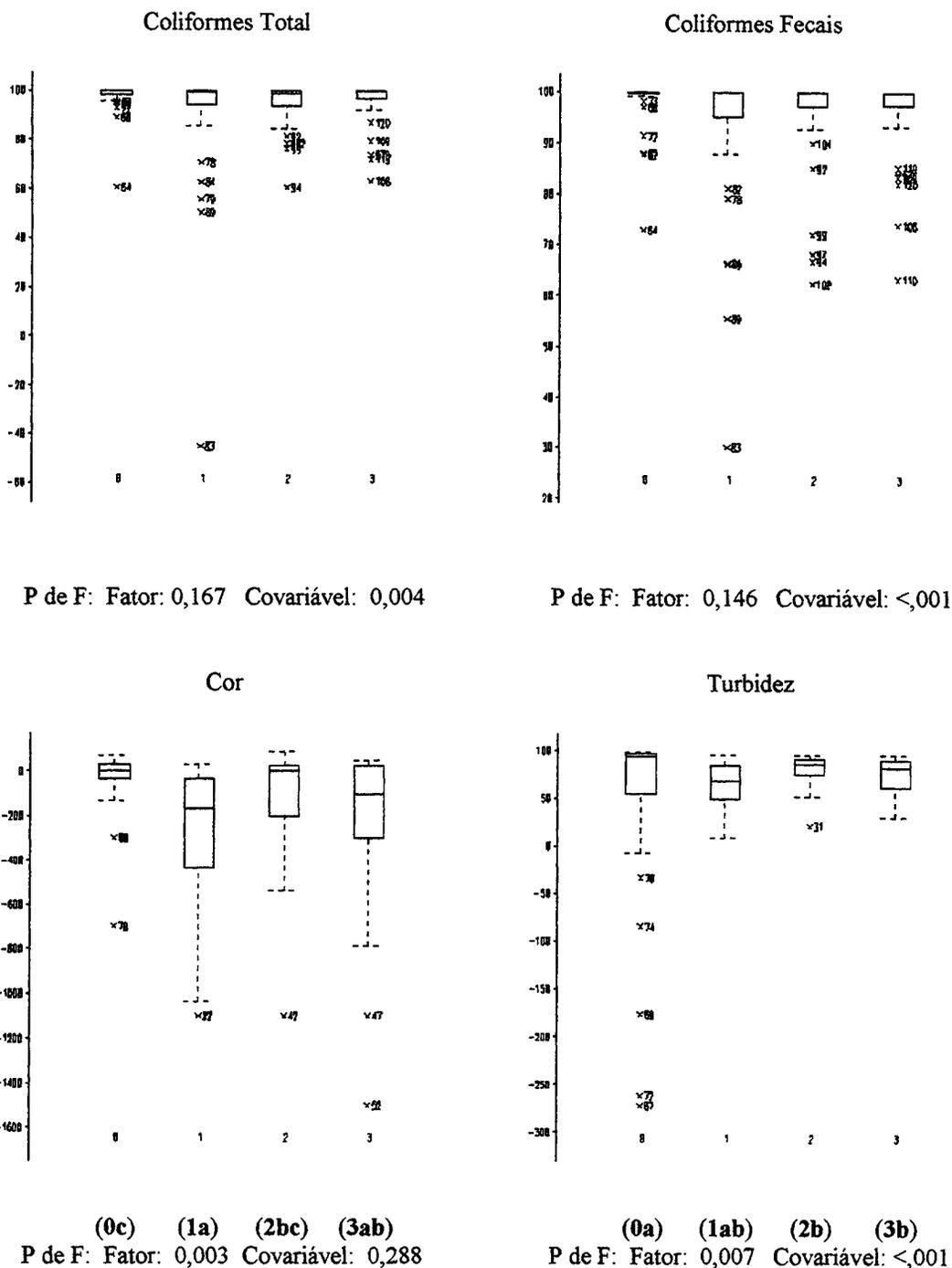


Figura 8.1 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).  
 Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P= 0,05 %); “a” é atribuído à menor média.  
 O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.  
 0 = controle;  
 1 = *Zizaniopsis bonariensis*;  
 2 = *Typha subulata*;  
 3 = mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

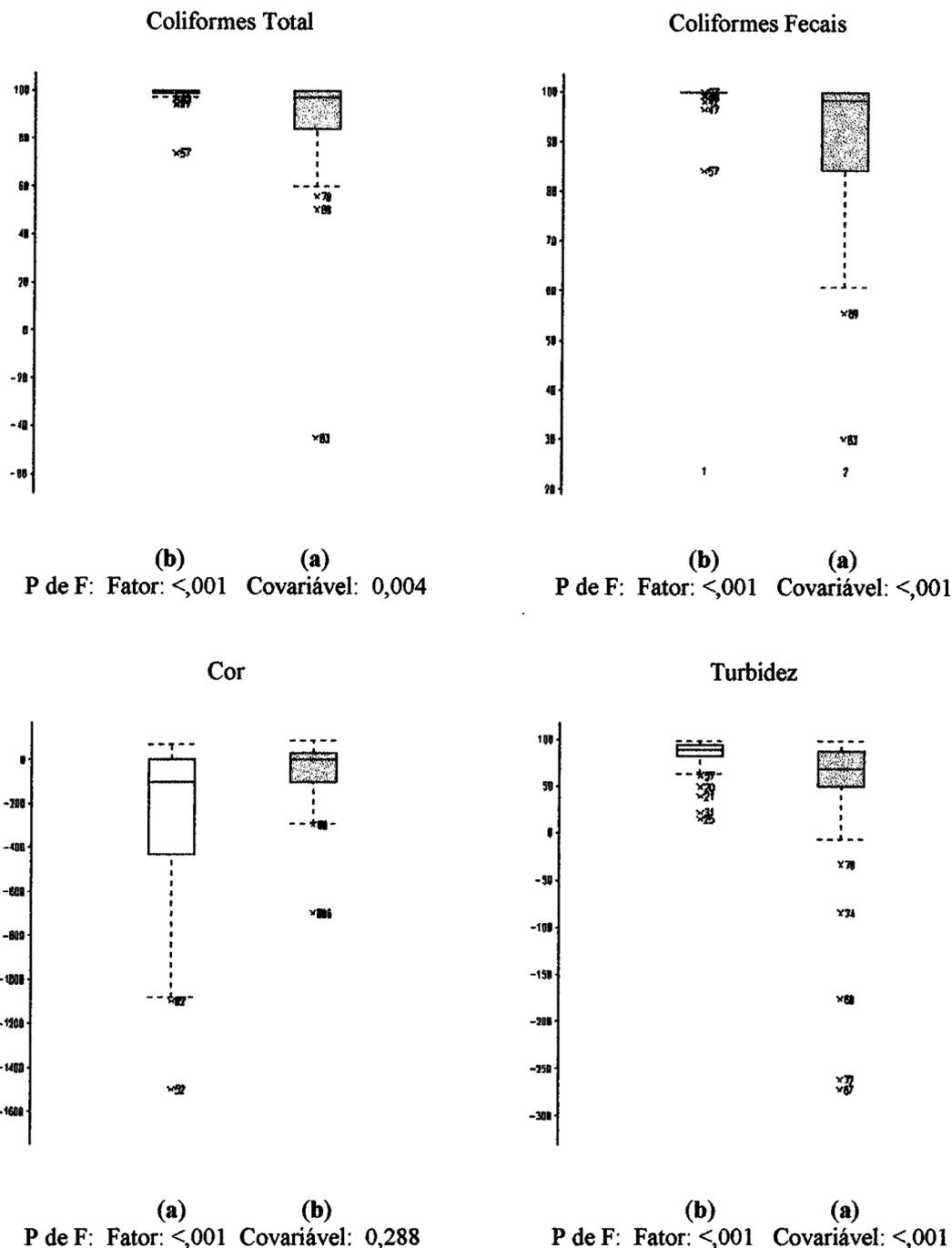


Figura 8.2 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P 0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Carga inicial    ■ Carga final

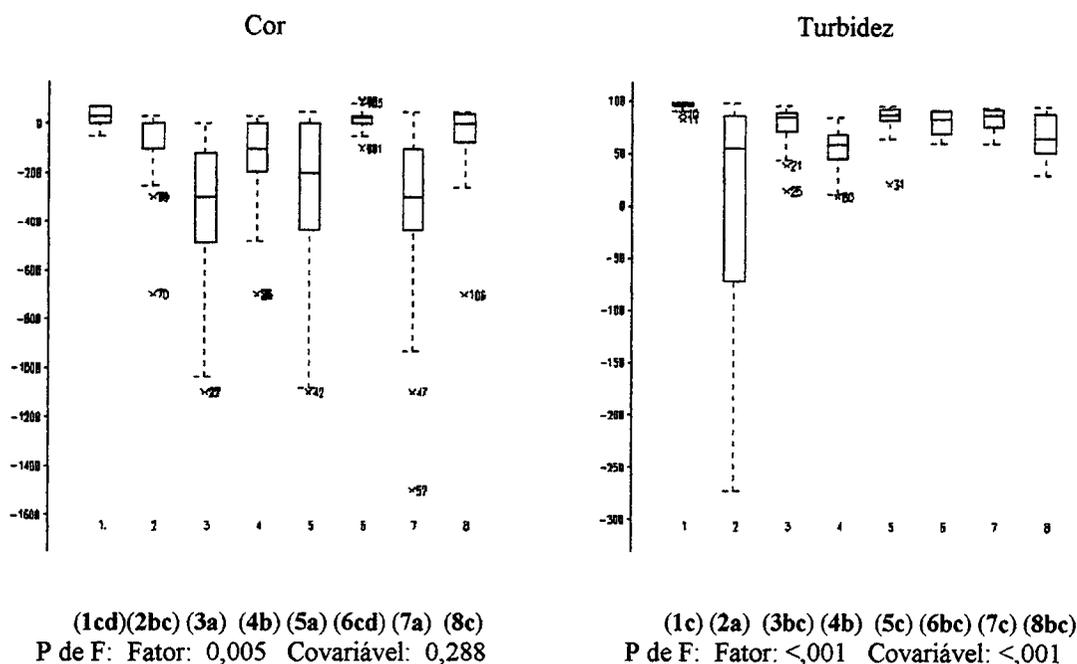
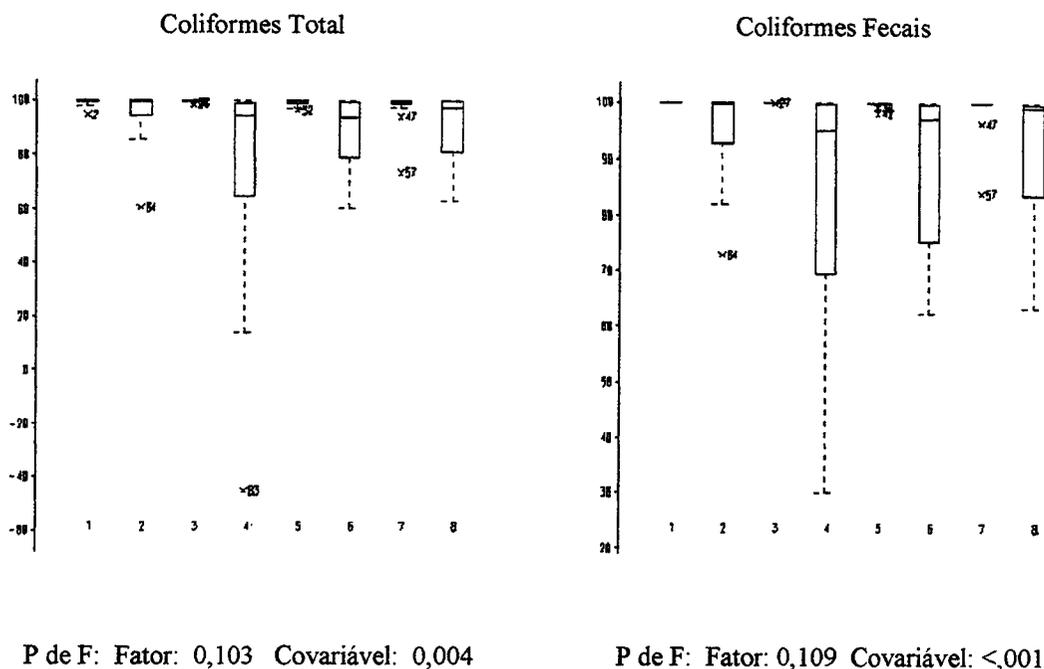


Figura 8.3 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis coliformes totais, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

1 = carga inicial e controle;

2 = carga final e controle;

3 = carga inicial e *Zizaniopsis bonariensis*;

4 = carga final e *Zizaniopsis bonariensis*;

5 = carga inicial e *Typha subulata*;

6 = carga final e *Typha subulata*;

7 = carga inicial e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*;

8 = carga final e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

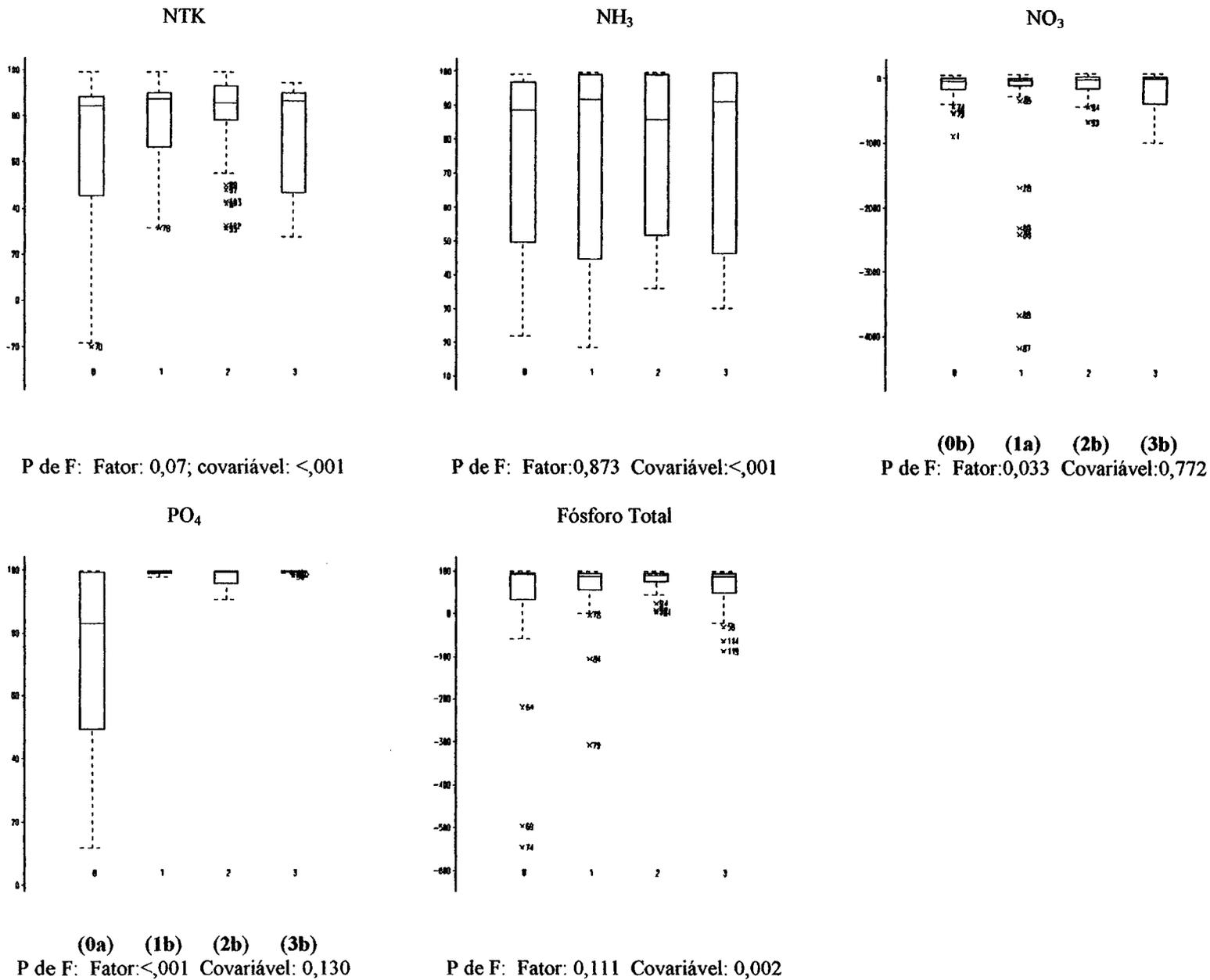


Figura 8.4 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e fósforo total, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA). Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), “a” é atribuído à menor média. O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados. 0 = controle; 1 = *Zizaniopsis bonariensis*; 2 = *Typha subulata*; 3 = mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*

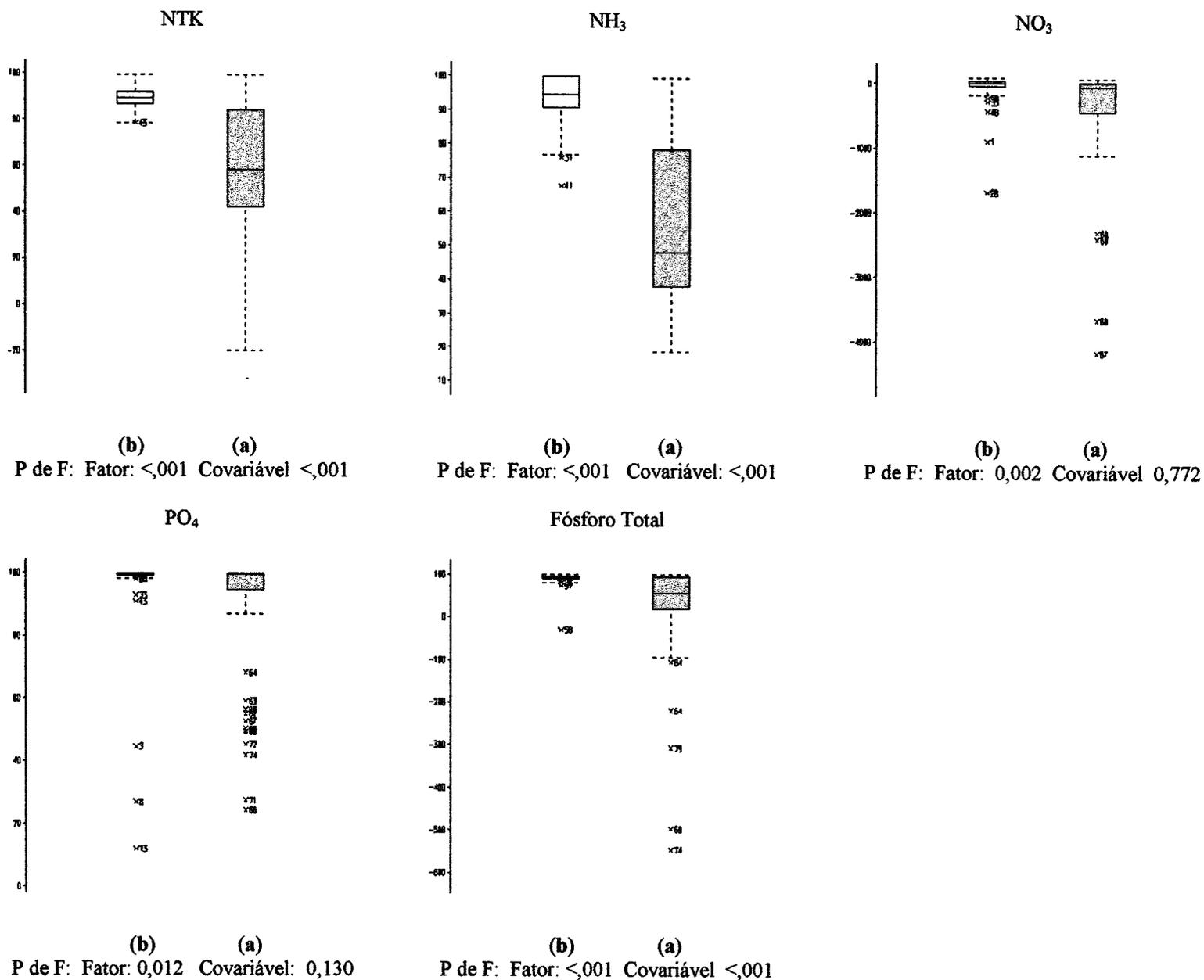


Figura 8.5 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e fósforo total, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA). Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média. O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados. □ Carga inicial ■ Carga final

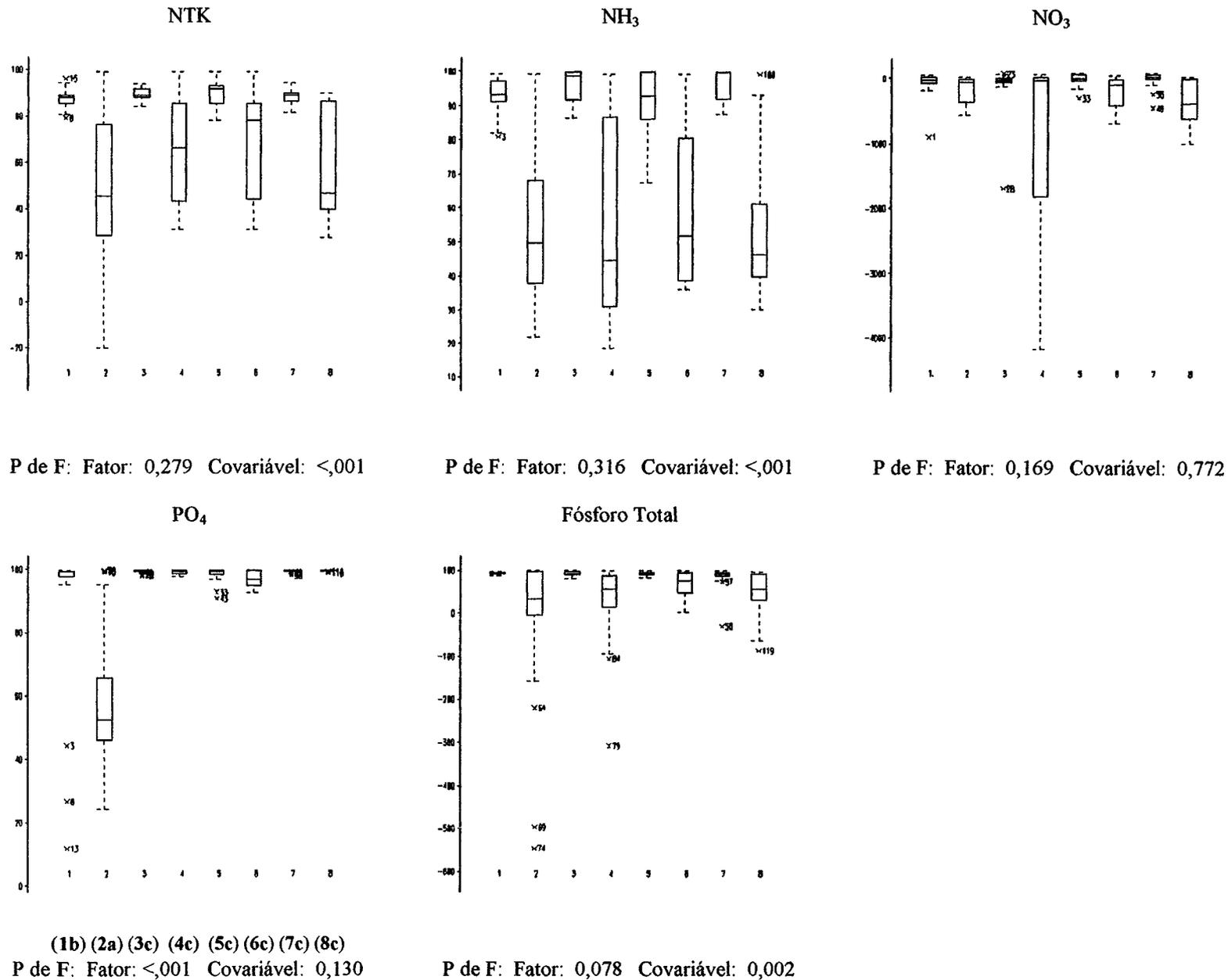


Figura 8.6 - Distribuição dos dados e significância da interação dos fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e fósforo total, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA). Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média. O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados. 1 = carga inicial e controle; 2 = carga final e controle; 3 = carga inicial e *Zizaniopsis bonariensis*; 4 = carga final e *Zizaniopsis bonariensis*; 5 = carga inicial e *Typha subulata*; 6 = carga final e *Typha subulata*; 7 = carga inicial e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*; 8 = carga final e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

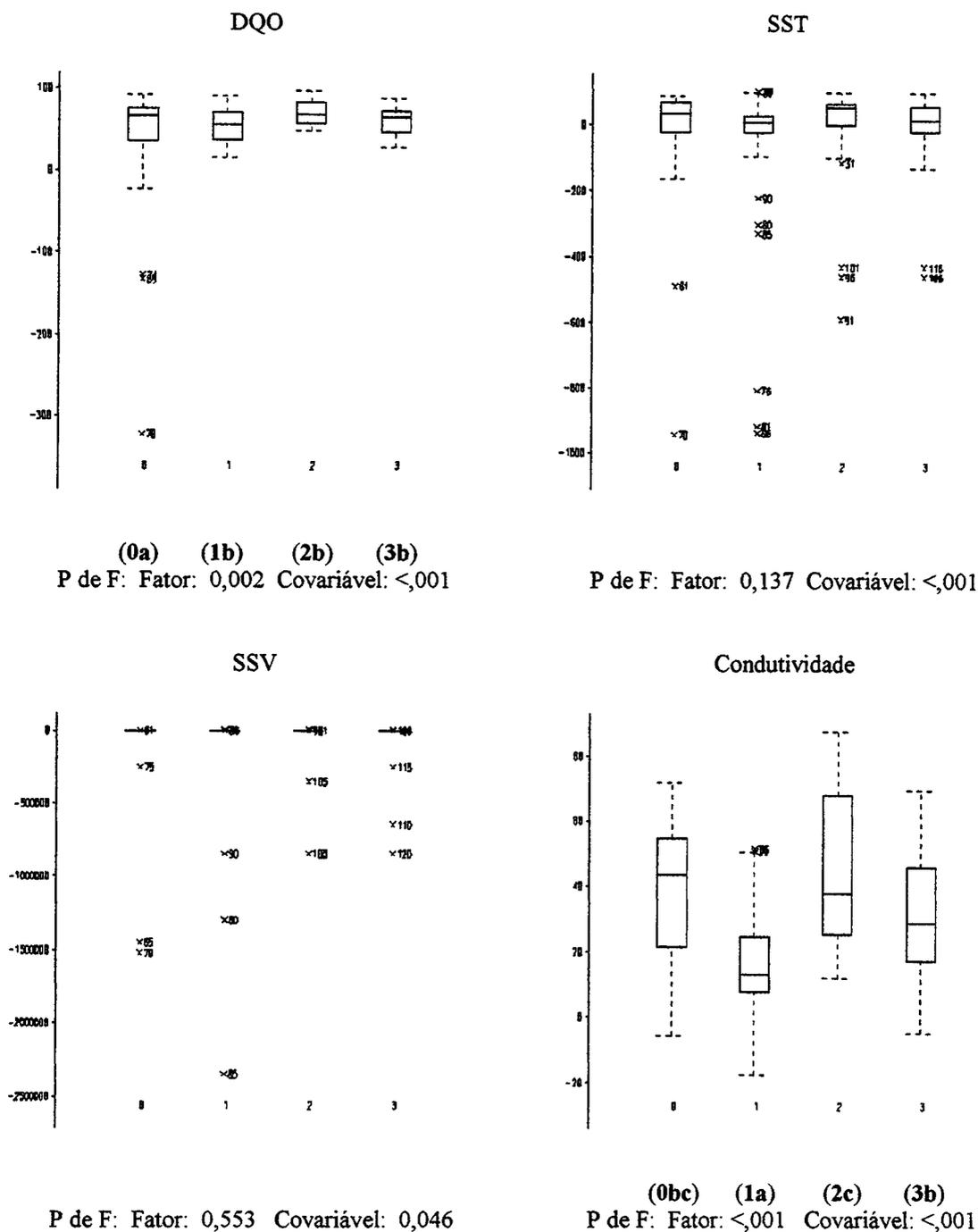


Figura 8.7 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS:  $P=0,05\%$ ); "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

0 = controle;

1 = *Zizaniopsis bonariensis*;

2 = *Typha subulata*;

3 = mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

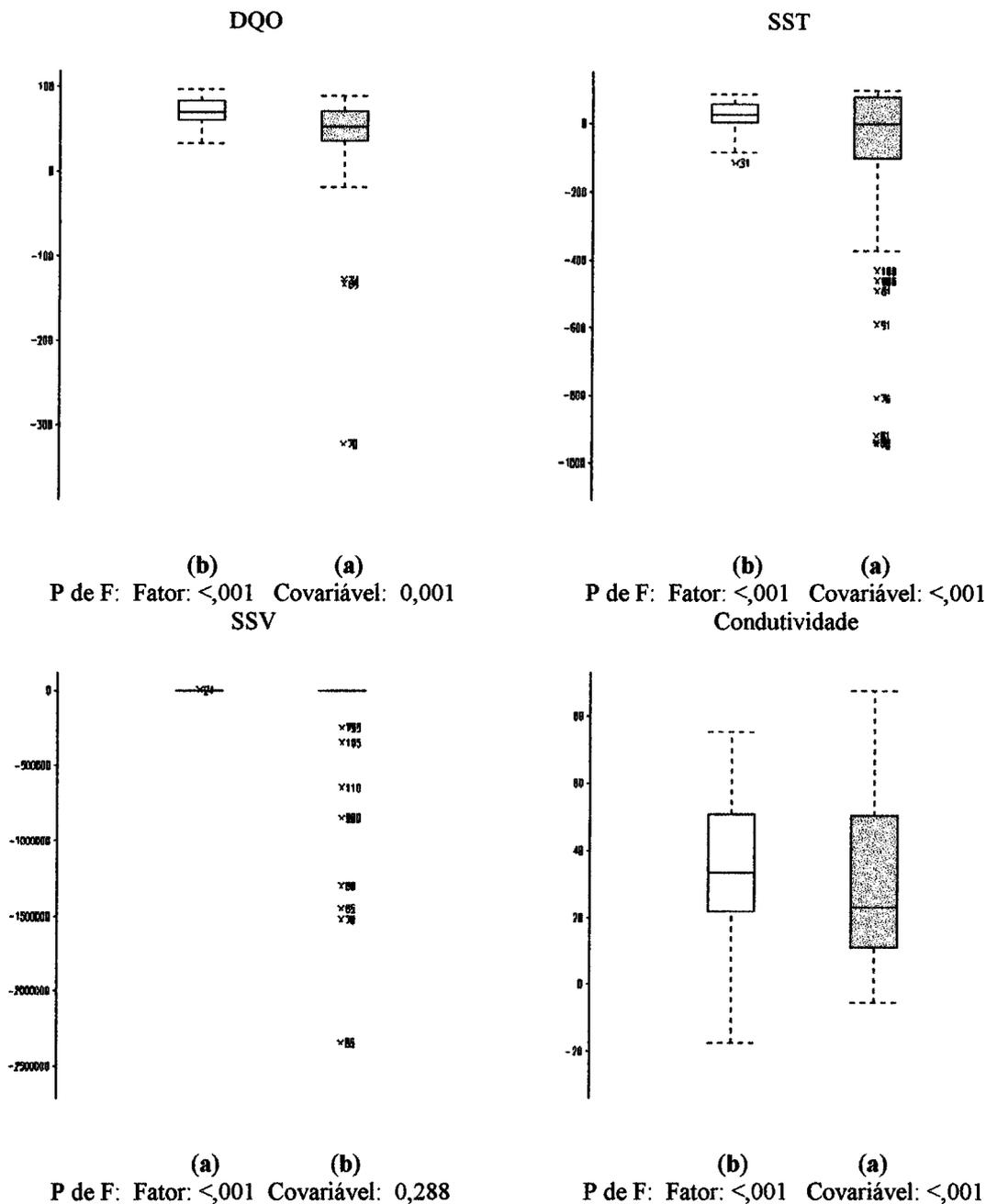


Figura 8.8 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P 0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Carga inicial    ■ Carga final

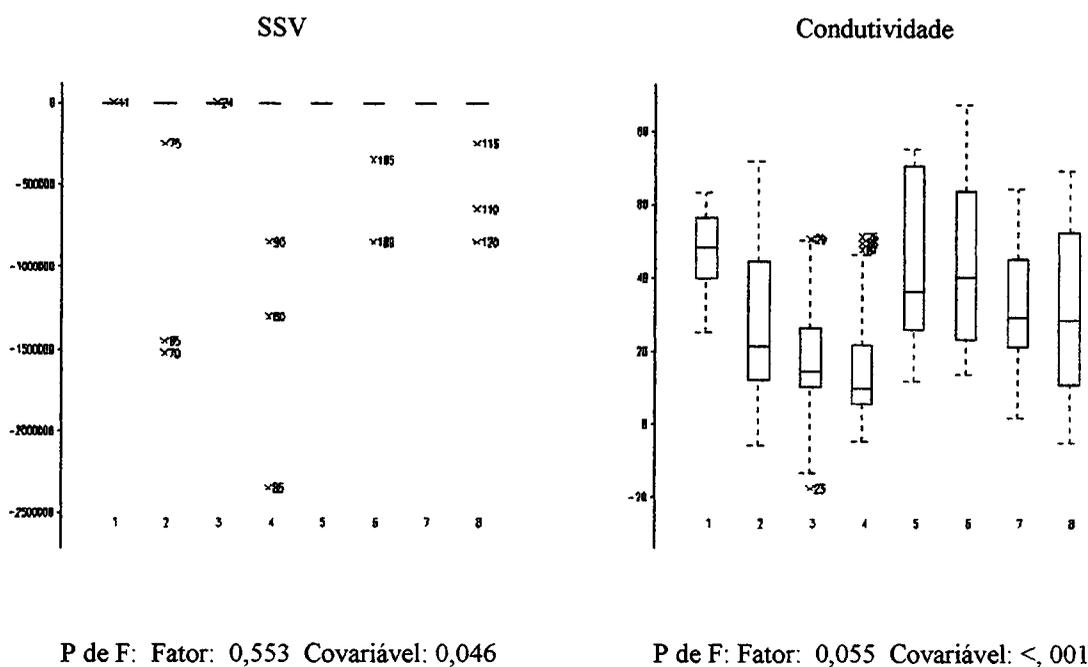
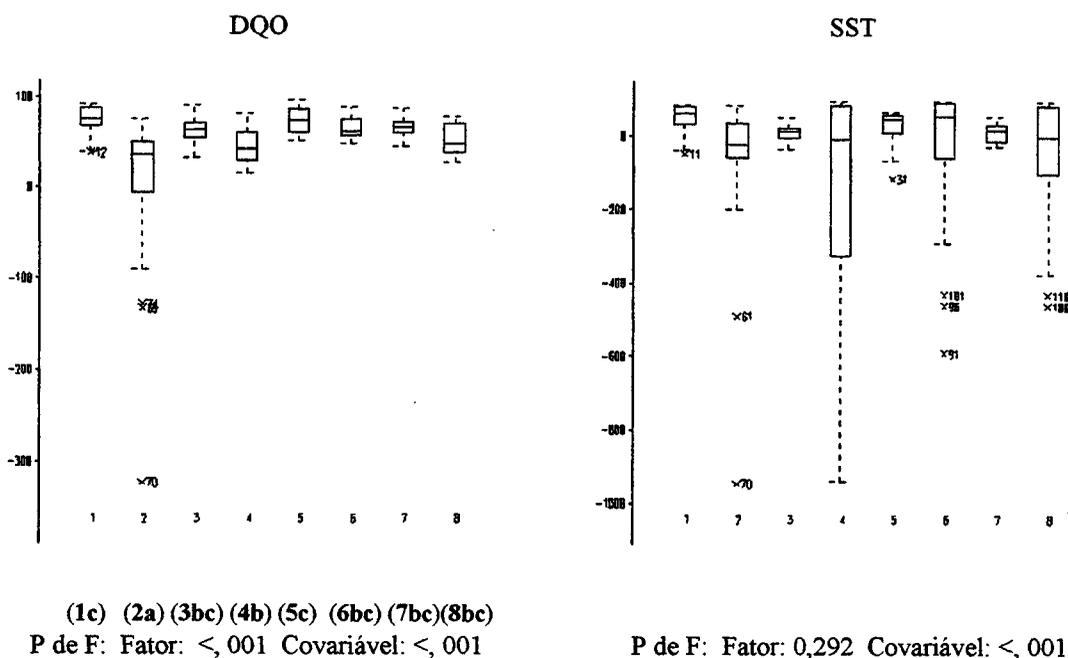


Figura 8.9 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

1 = carga inicial e controle;

2 = carga final e controle;

3 = carga inicial e *Zizaniopsis bonariensis*;

4 = carga final e *Zizaniopsis bonariensis*;

5 = carga inicial e *Typha subulata*;

6 = carga final e *Typha subulata*;

7 = carga inicial e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*;

8 = carga final e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

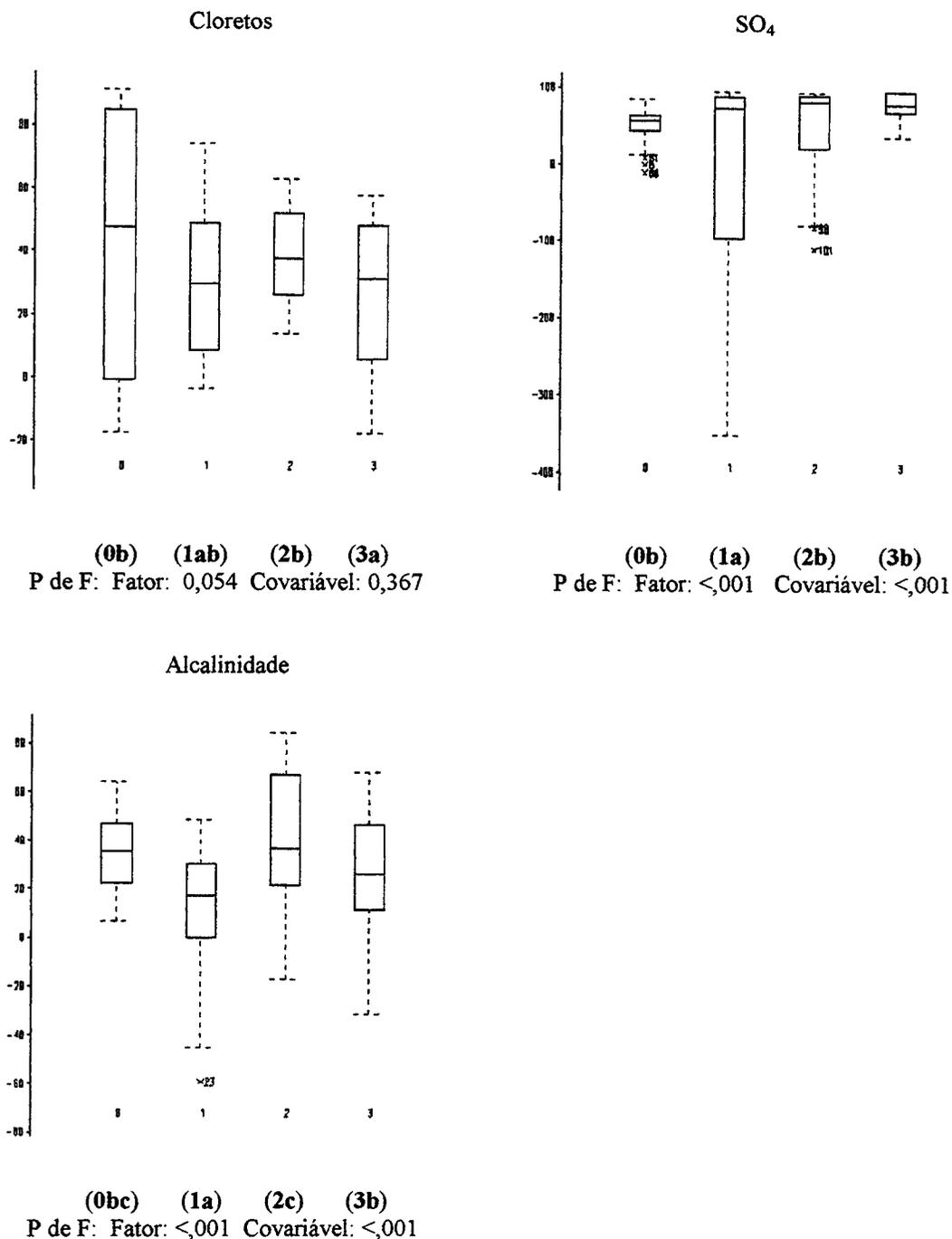


Figura 8.10 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis cloretos, SO<sub>4</sub> e alcalinidade, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P= 0,05 %); "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

0 = controle;

1 = *Zizaniopsis bonariensis*;

2 = *Typha subulata*;

3 = mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

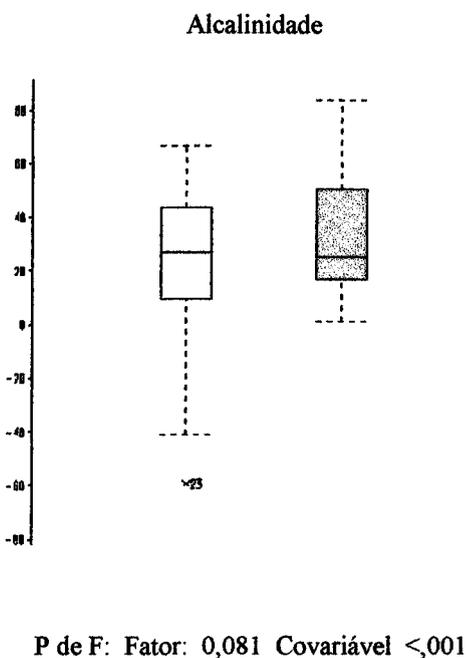
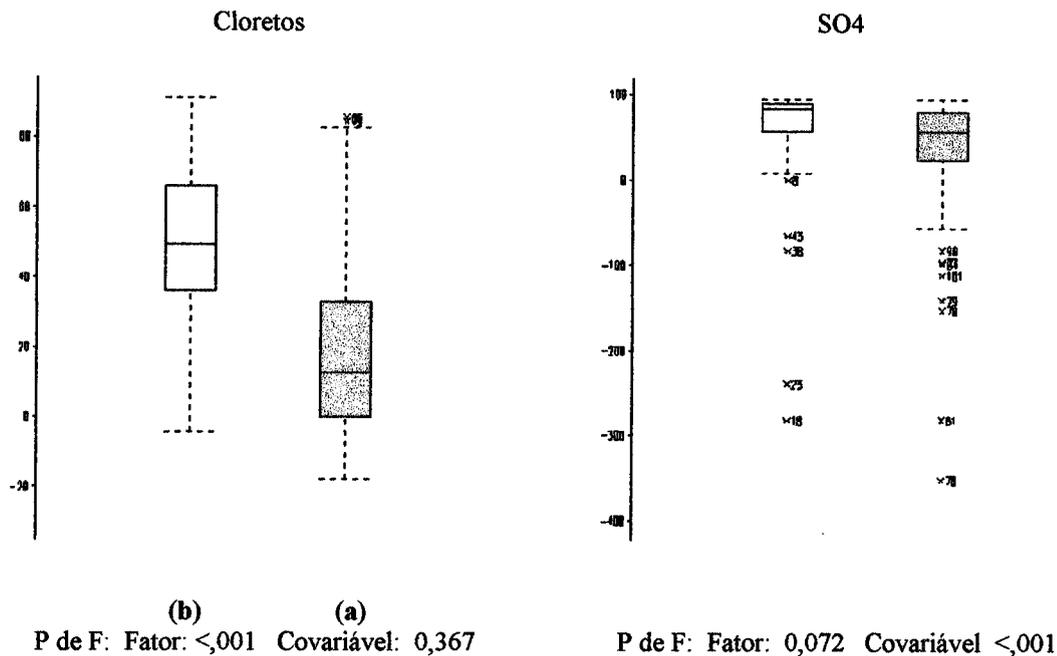


Figura 8.11 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis cloretos, SO<sub>4</sub> e alcalinidade, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).  
 Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P= 0,05 %); “a” é atribuído à menor média.  
 O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Carga inicial    ■ Carga final

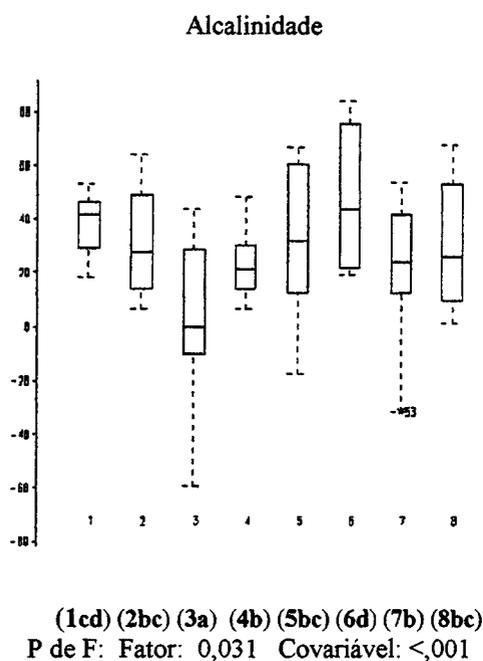
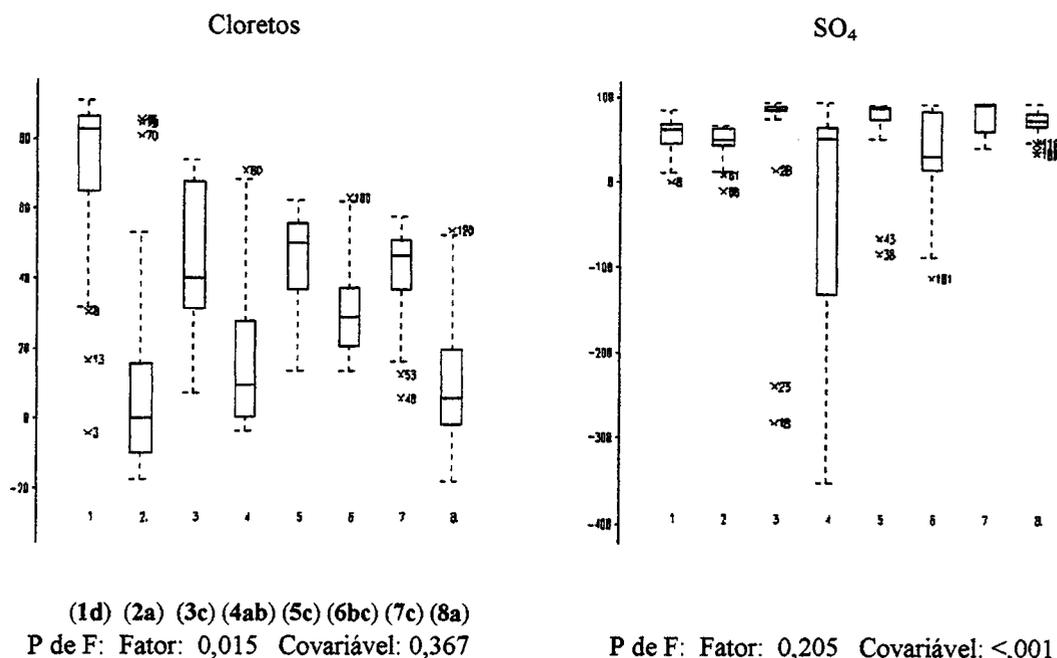


Figura 8.12 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis cloretos, SO<sub>4</sub> e alcalinidade, nos banhados em estabelecimento.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P 0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

1 = carga inicial e controle;

2 = carga final e controle;

3 = carga inicial e *Zizaniopsis bonariensis*;

4 = carga final e *Zizaniopsis bonariensis*;

5 = carga inicial e *Typha subulata*;

6 = carga final e *Typha subulata*;

7 = carga inicial e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*;

8 = carga final e mistura de *T. subulata* e *Z. bonariensis*.

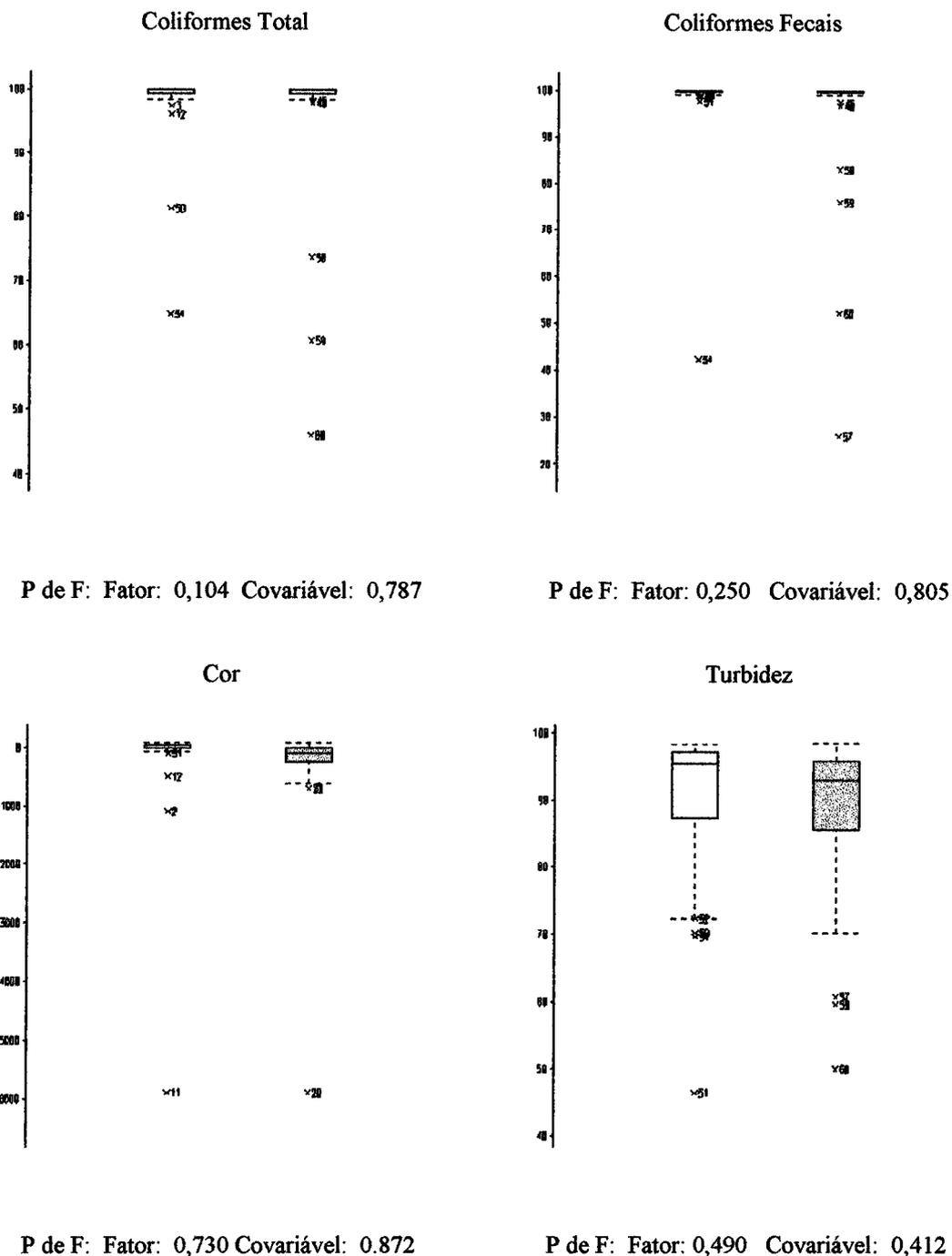


Figura 8.13 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis coliformes total, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Controle      ■ *Typha subulata*

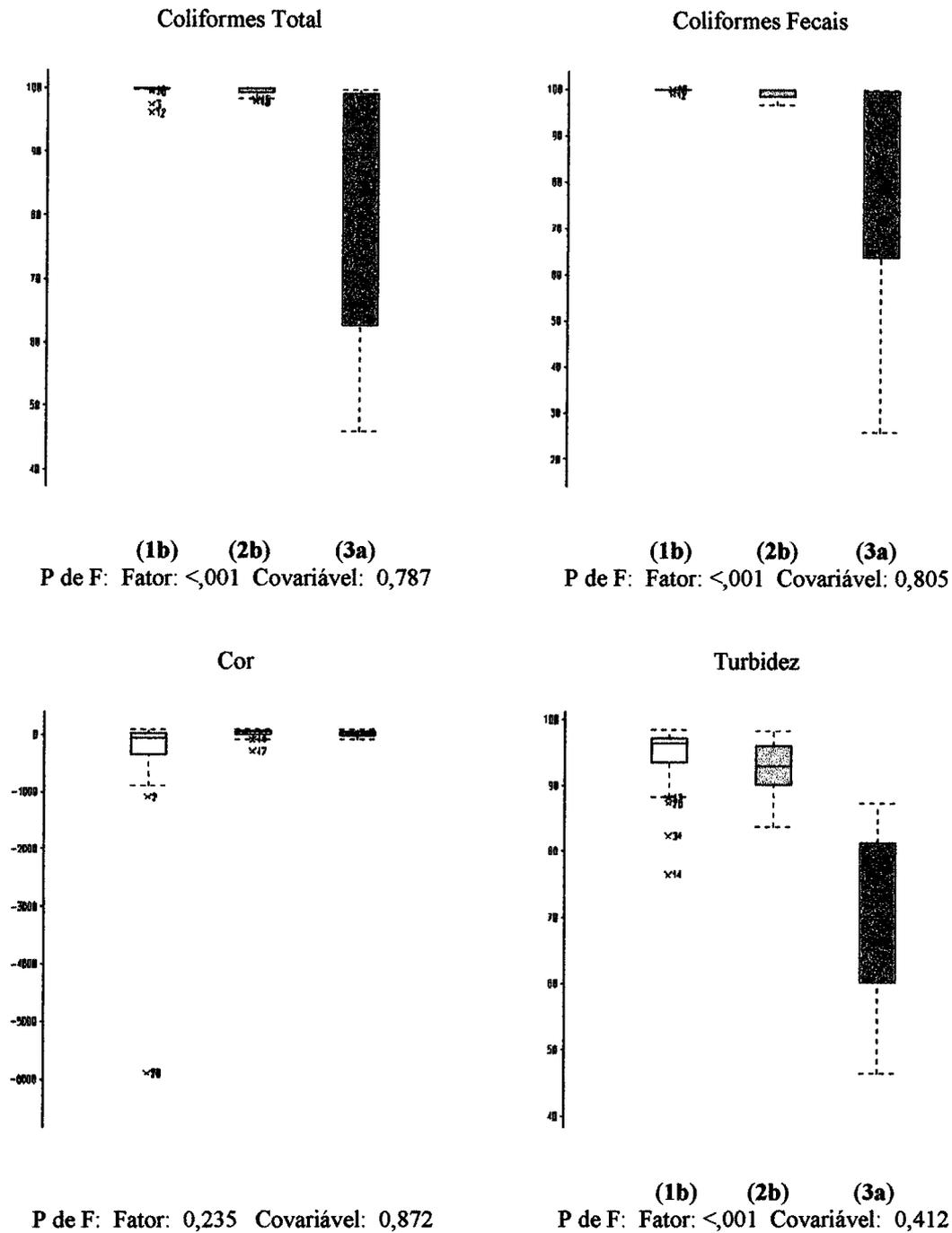


Figura 8.14 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis, coliformes total, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS:  $P=0,05\%$ ), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Carga inicial    ▨ Carga intermediária    ■ Carga final

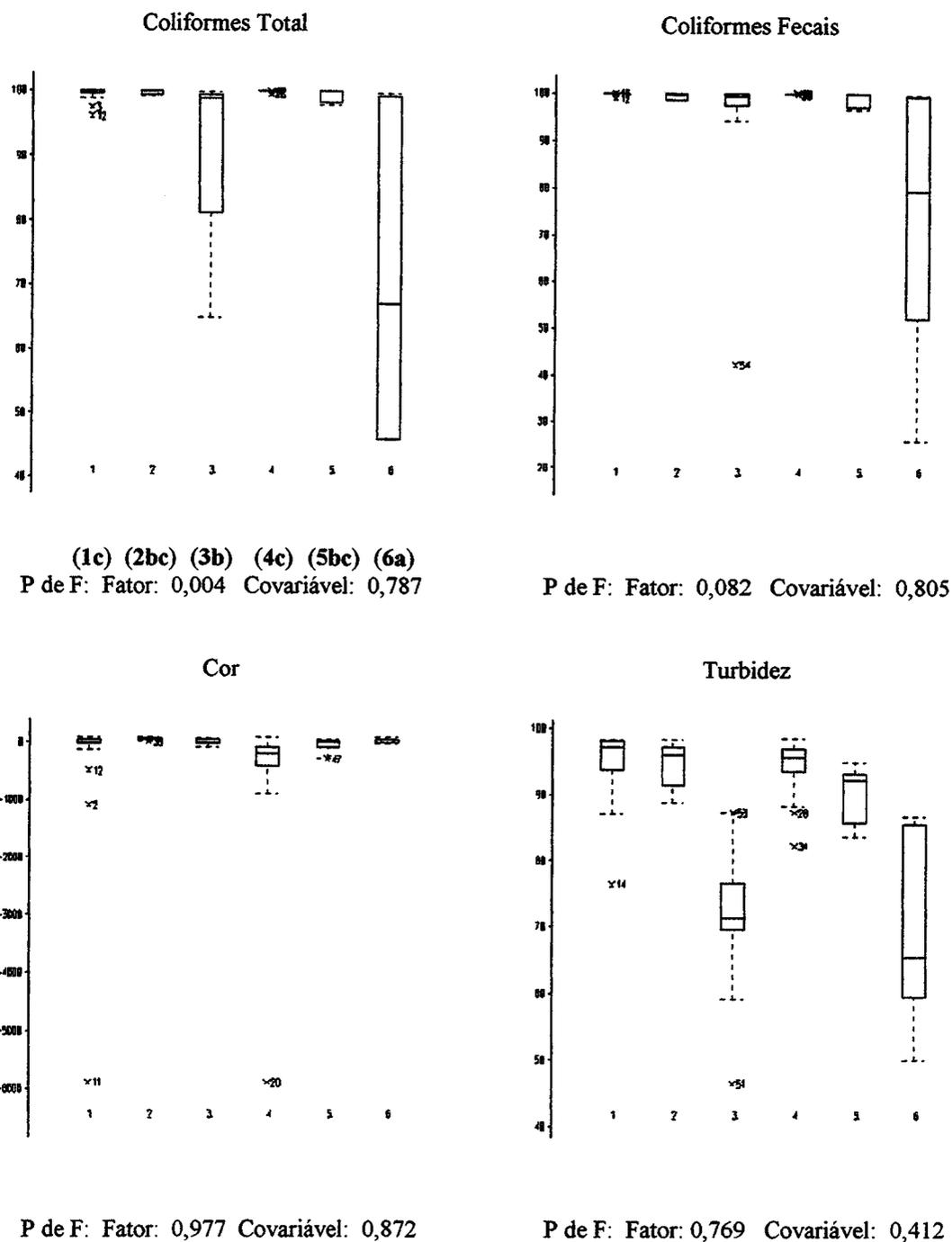


Figura 8.15 - Distribuição dos dados e significância da interação dos fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis coliformes total, coliformes fecais, cor e turbidez, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS:  $P=0,05\%$ ), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

1= carga inicial e controle;

2= carga intermediária e controle;

3= carga final e controle;

4= carga inicial e *Typha subulata*;

5= carga intermediária e *Typha subulata*;

6= carga final e *Typha subulata*.

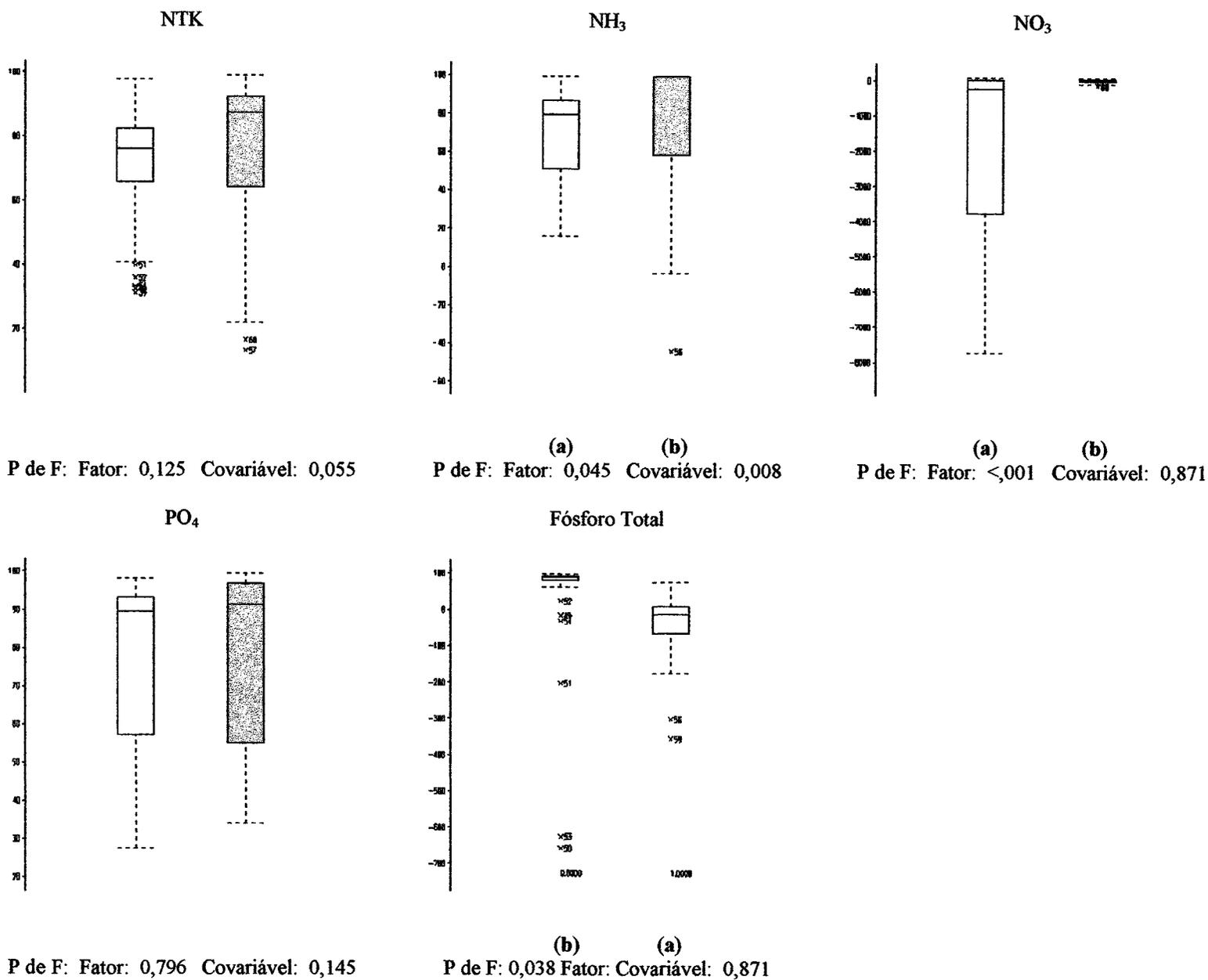


Figura 8.16 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e fósforo total, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA). Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média. O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados. □ Controle ■ *Typha subulata*

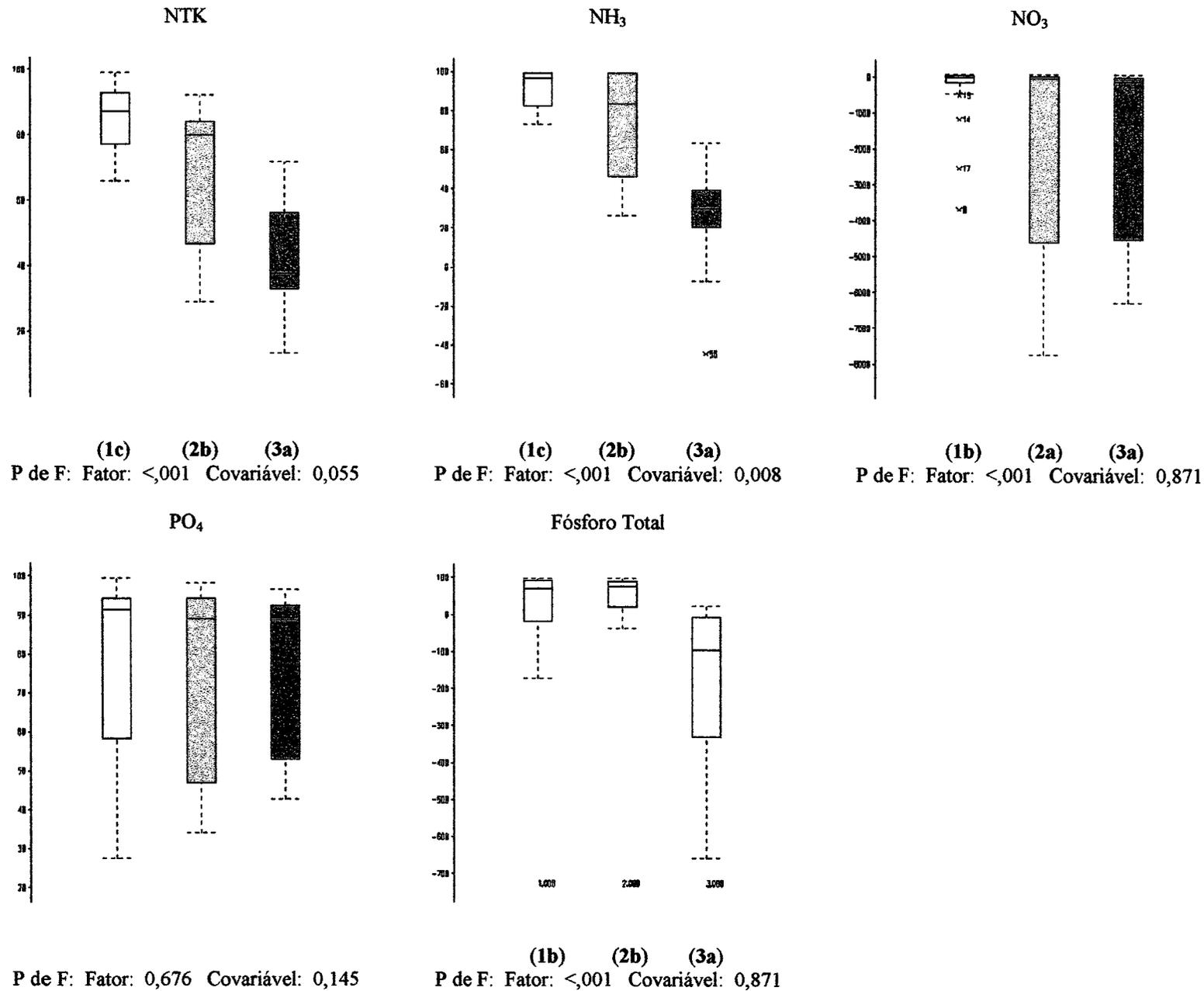


Figura 8.17 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e fósforo total, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA). Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P 0,05%), “a” é atribuído à menor média. O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados. □ Carga inicial    ▒ Carga intermediária    ■ Carga final

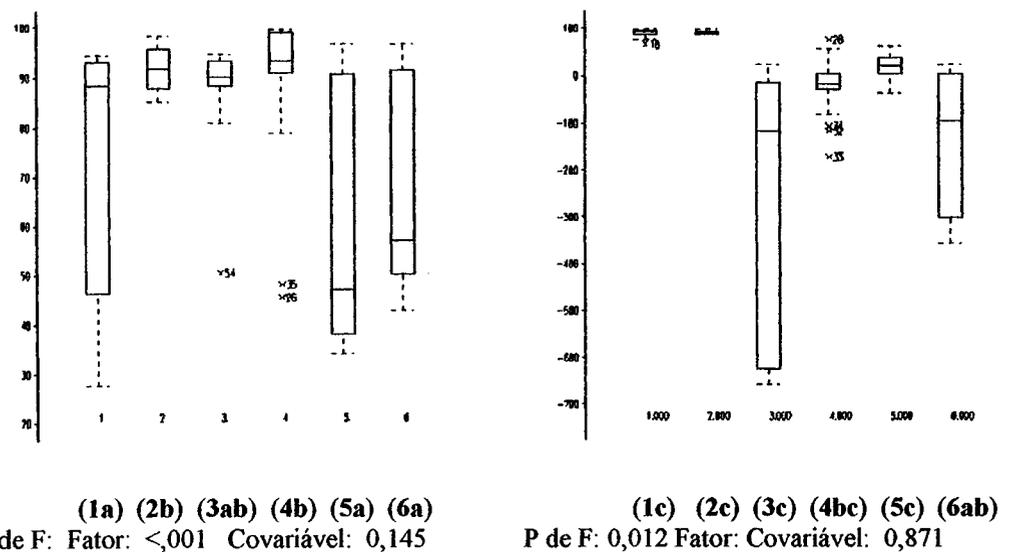
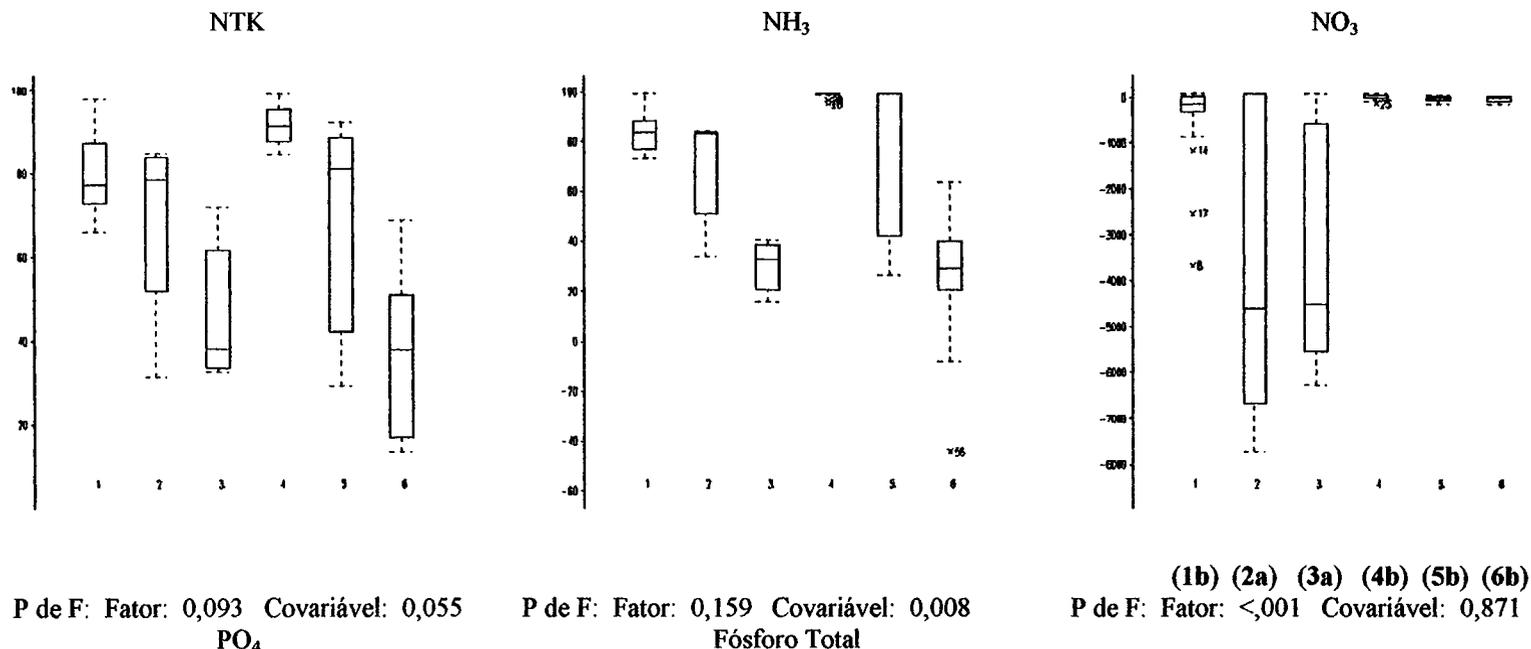


Figura 8.18 - Distribuição dos dados e significância da interação dos fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis NTK, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e fósforo total, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA). Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média. O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados. 1= carga inicial e controle; 2= carga intermediária e controle; 3= carga final e controle; 4= carga inicial e *Typha subulata*; 5= carga intermediária e *Typha subulata*; 6= carga final e *Typha subulata*.

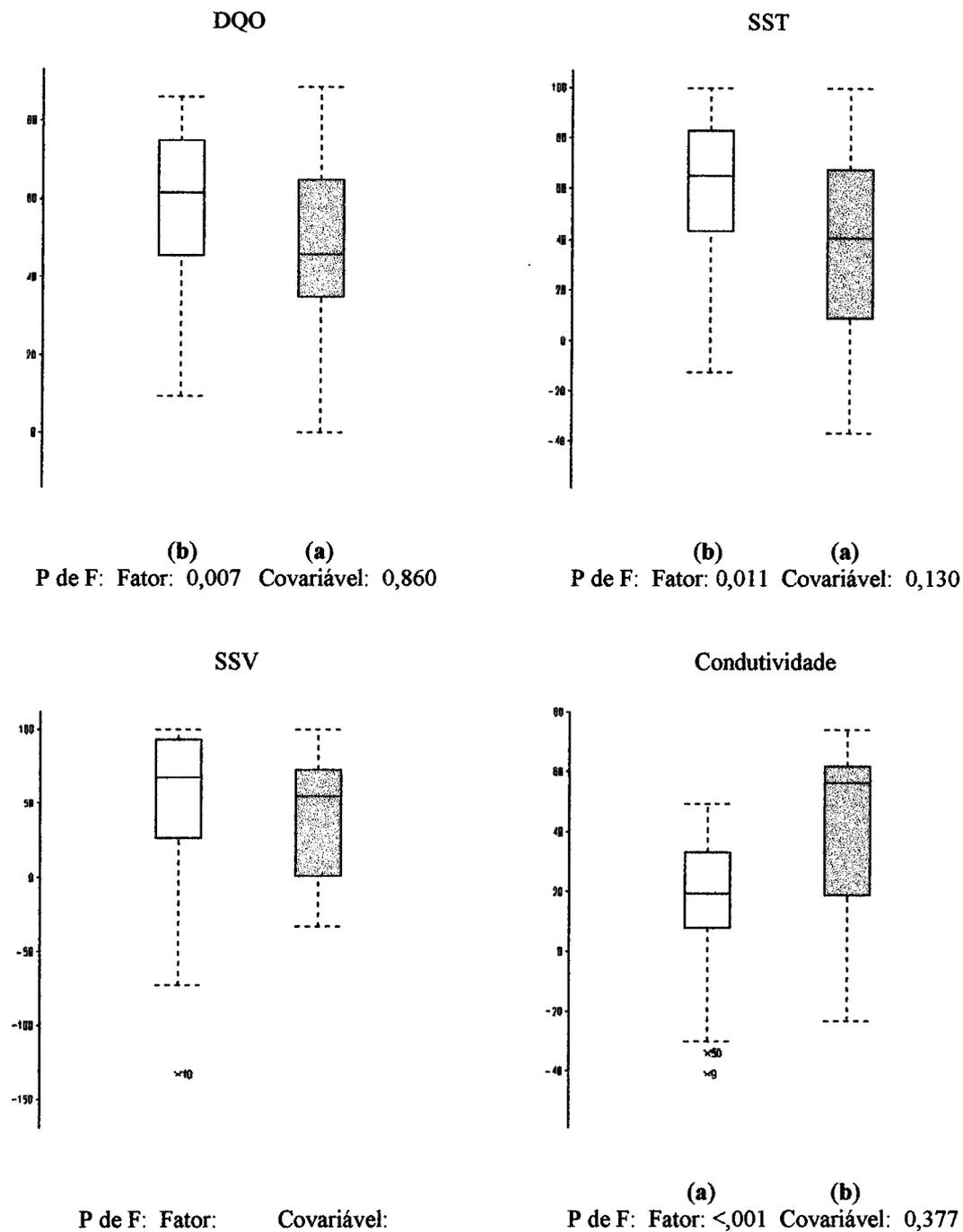


Figura 8.19 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS:  $P=0,05\%$ ), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Controle      ■ *Typha subulata*

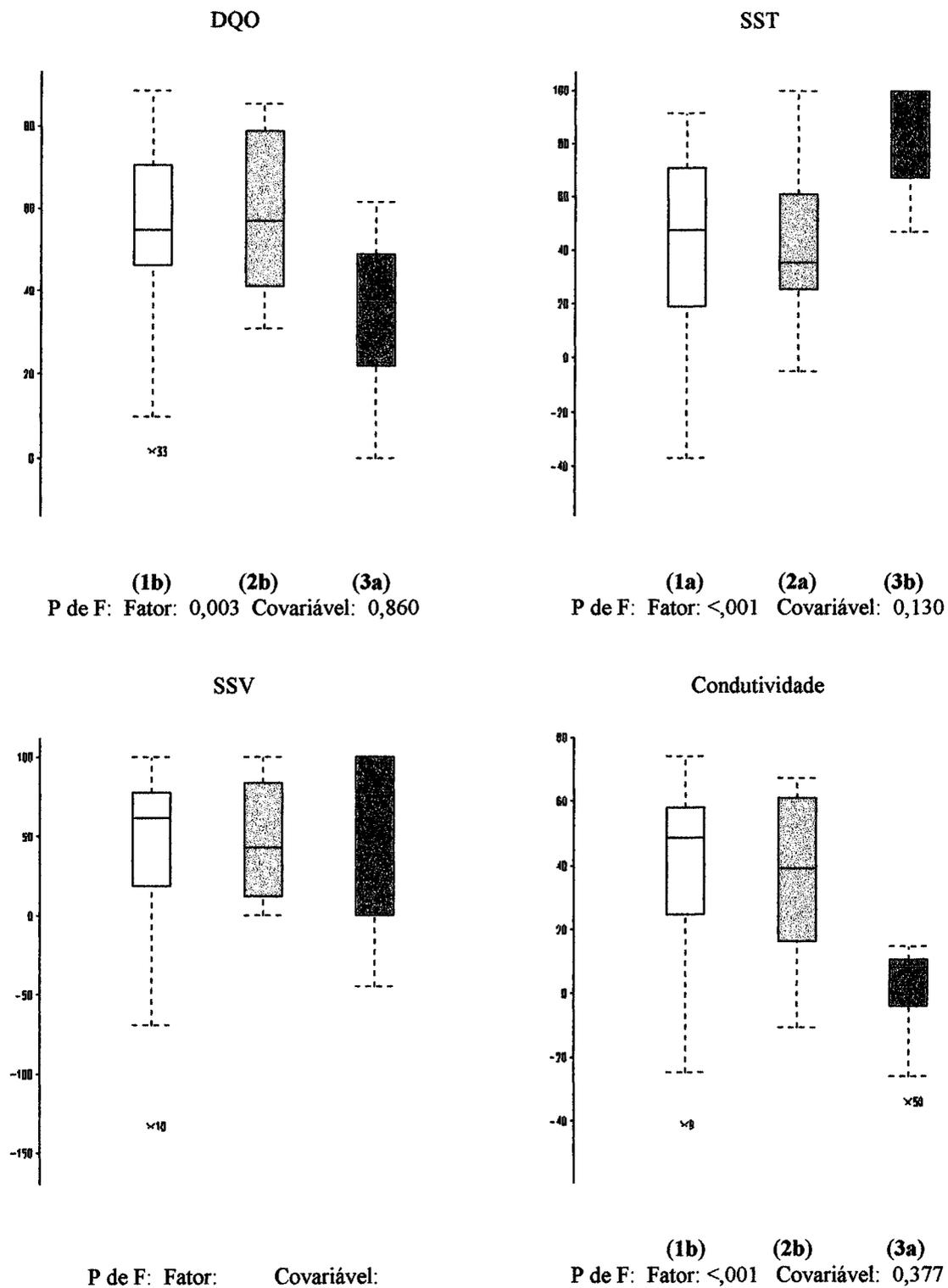


Figura 8.20 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS:  $P=0,05\%$ ), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Carga inicial    ▨ Carga intermediária    ■ Carga final

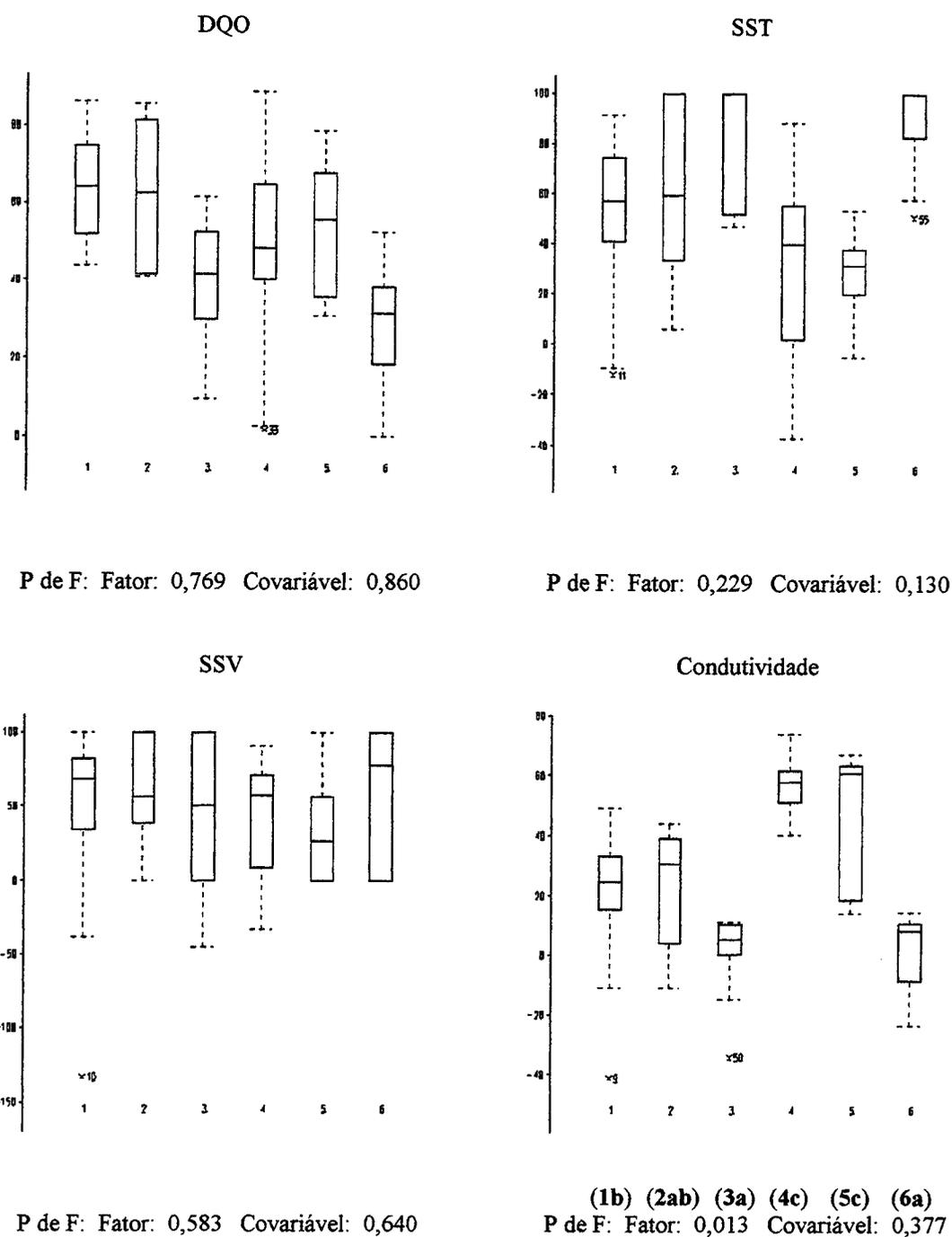


Figura 8.21 - Distribuição dos dados e significância da interação dos fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis DQO, SST, SSV e condutividade, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P 0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

1= carga inicial e controle;

2= carga intermediária e controle;

3= carga final e controle;

4= carga inicial e *Typha subulata*;

5= carga intermediária e *Typha subulata*;

6= carga final e *Typha subulata*.

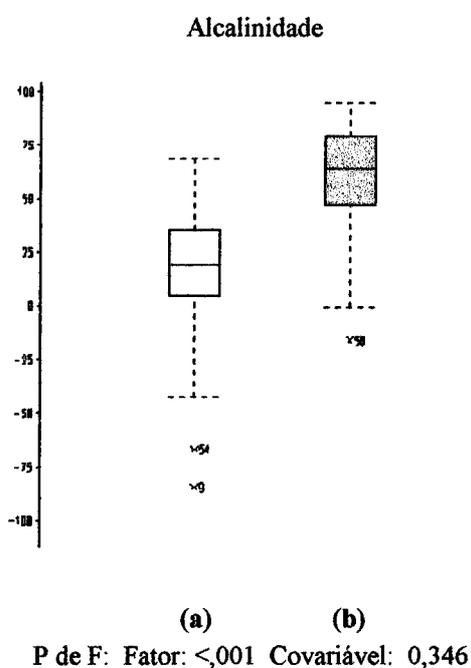
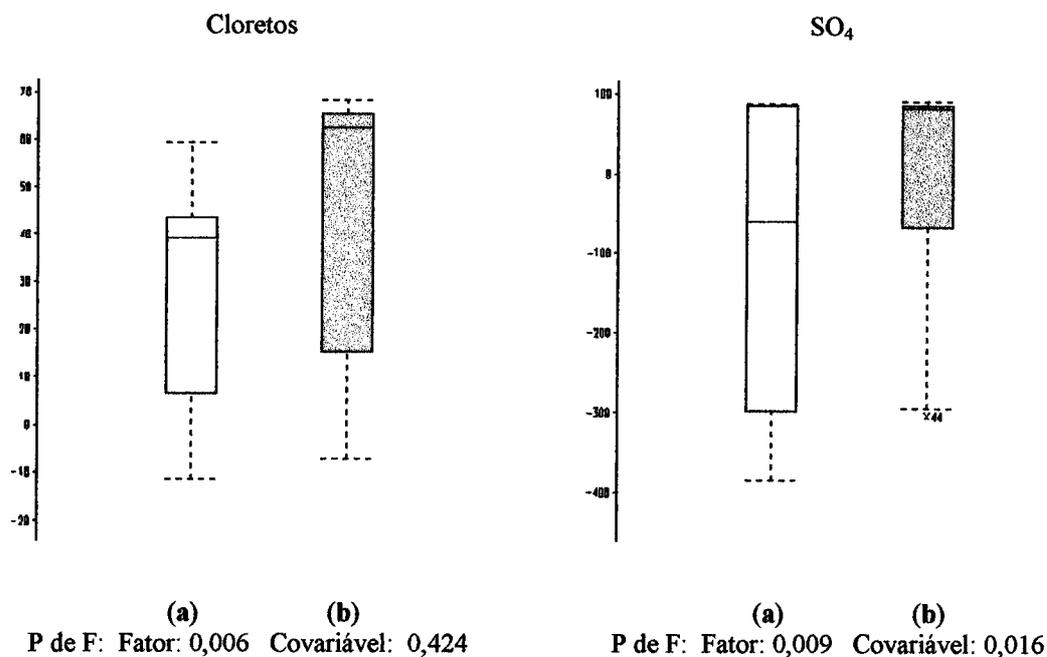


Figura 8.22 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Espécie* nas variáveis cloretos, SO<sub>4</sub> e alcalinidade, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P= 0,05 %); "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Controle

▒ *Typha subulata*

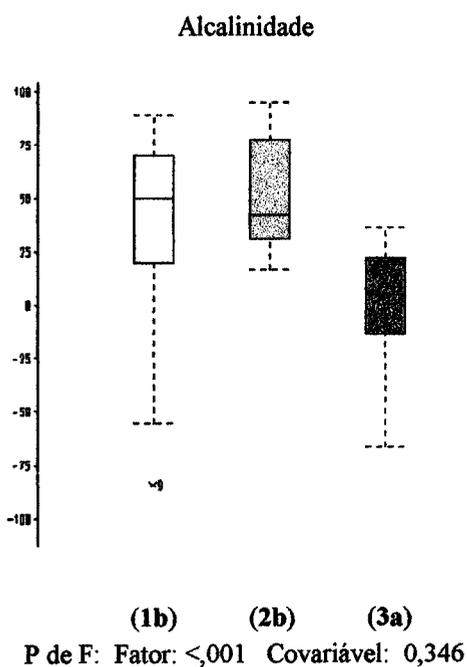
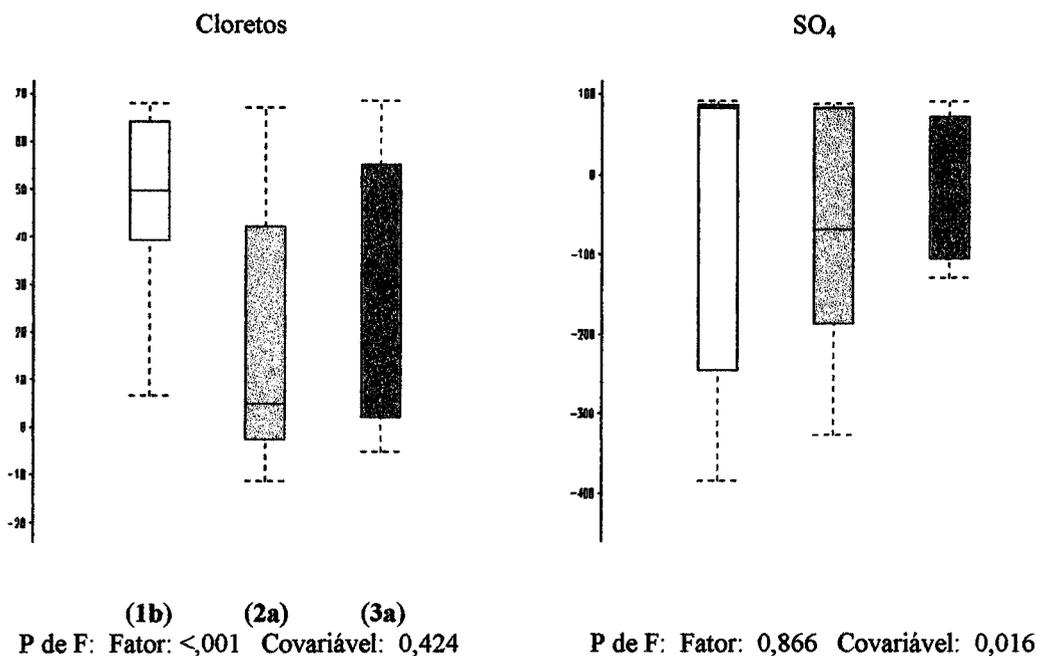


Figura 8.23 - Distribuição dos dados e significância do efeito do fator *Carga* nas variáveis cloretos, SO<sub>4</sub> e alcalinidade, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P 0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

□ Carga inicial    ▨ Carga intermediária    ■ Carga final

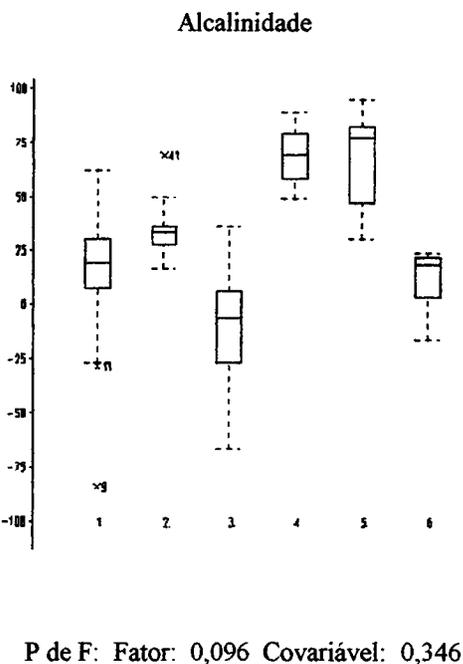
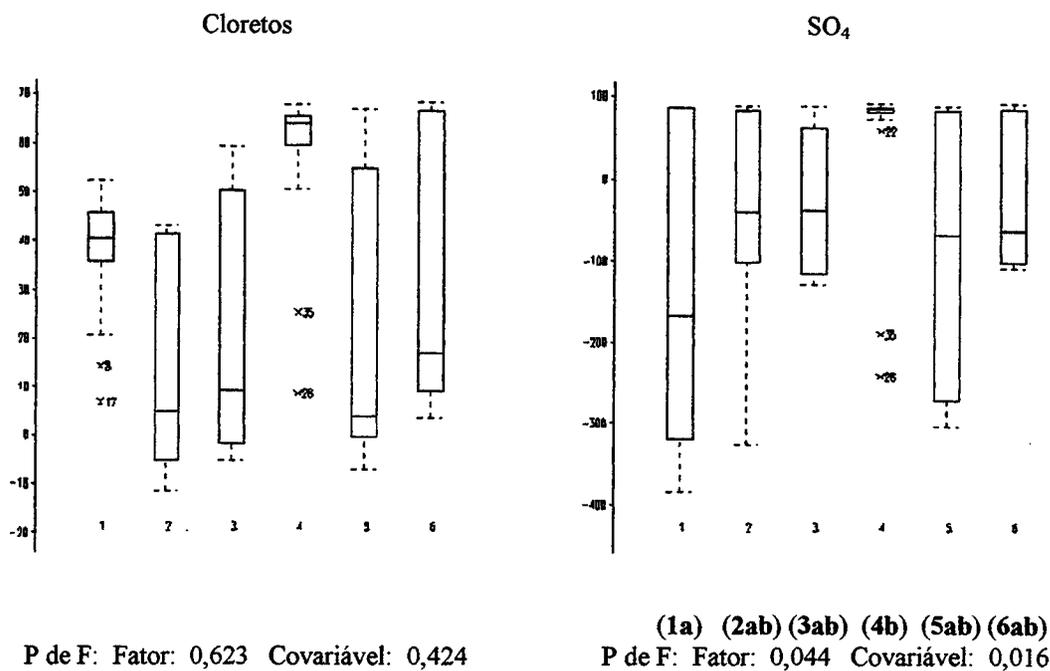


Figura 8.24 - Distribuição dos dados e significância da interação dos fatores *Carga* e *Espécie* nas variáveis cloratos, SO<sub>4</sub> e alcalinidade, nos banhados estabelecidos.

P de F: Probabilidade de F da Análise de Variância (ANOVA).

Letras sob as distribuições diferenciam as médias (DMS: P=0,05%), "a" é atribuído à menor média.

O primeiro quartil está acima de 25 % dos dados, o segundo é a mediana, o terceiro quartil está acima de 75 % dos dados.

1= carga inicial e controle;

2= carga intermediária e controle;

3= carga final e controle;

4= carga inicial e *Typha subulata*;

5= carga intermediária e *Typha subulata*;

6= carga final e *Typha subulata*.