

Universidade Federal de Campina Grande
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA INSTITUCIONAL DE DOUTORADO TEMÁTICO
DOUTORADO EM RECURSOS NATURAIS

UTILIZAÇÃO DE TERRAS ÚMIDAS NO TRATAMENTO
DE ÁGUAS SUPERFICIAIS POLUÍDAS:
INFLUÊNCIA DO TIPO DE LEITO
E DE MACRÓFITA

por

CELEIDE MARIA BELMONT SABINO MEIRA

Prof^ª. Dra. Beatriz Susana O. de Ceballos
Orientadora

Prof. Dr. José Tavares de Sousa
Co-orientador

Campina Grande/PB

MARÇO/2004

CELEIDE MARIA BELMONT SABINO MEIRA

**UTILIZAÇÃO DE TERRAS ÚMIDAS NO TRATAMENTO
DE ÁGUAS SUPERFICIAIS POLUÍDAS:
INFLUÊNCIA DO TIPO DE LEITO
E DE MACRÓFITAS**

Tese apresentada ao Programa Institucional de Doutorado Temático em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Doutor em Recursos Naturais (Área de Concentração: Recursos Hídricos).

Prof^ª. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Orientadora

Campina Grande/PB
2004



Meira, Celeide Maria Belmont Sabino

M 515u
2004

Utilização de terras úmidas no tratamento de águas superficiais poluídas: influência do tipo de leito e de macrófita/Celeide Maria Belmont Sabino Meira. – Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2004.

171p.: il.

Tese (Doutorado). UFCG/CCT
Inclui bibliografia

1. Tratamento de águas 2. Reúso 3. Terras úmidas. I. Título.

CDU 628.1

CELEIDE MARIA BELMONT SABINO MEIRA

UTILIZAÇÃO DE TERRAS ÚMIDAS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS
POLUÍDAS: INFLUÊNCIA DO TIPO DE LEITO E DE MACRÓFITAS

APROVADA COM DISTINÇÃO EM: 12/03/2004

BANCA EXAMINADORA


Dra. BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS

Departamento de Engenharia Civil - DEC

Centro de Ciências e Tecnologia – CCT

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG


Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

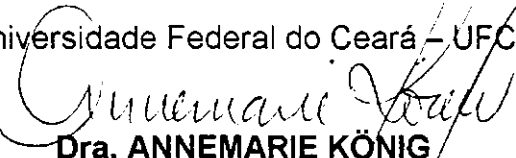

Dr. LEONALDO ALVES DE ANDRADE

Centro de Ciências Agrárias – CCA

Universidade Federal da Paraíba - UFPB


Dr. FRANCISCO SUETÔNIO BASTOS MOTA

Universidade Federal do Ceará – UFC


Dra. ANNEMARIE KÖNIG

Departamento de Engenharia Civil - DEC

Centro de Ciências e Tecnologia – CCT

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG


Dr. RUI DE OLIVEIRA

Departamento de Engenharia Civil - DEC

Centro de Ciências e Tecnologia – CCT

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

A

Meus Pais

Ceres de Belmont Sabino e Manoel Sabino Filho

*Principais responsáveis por minha formação moral,
intelectual, espiritual e profissional.*

AGRADECIMENTOS

A *Deus*, que segundo as suas riquezas supriu todas as minhas necessidades.

Ao meu querido esposo, *Ubirajara*, e filhos, *Alexandre e Ana Ceres*, pela paciência, apoio, incentivo, dedicação e que, muitas vezes lançando mão de suas horas de lazer, colaboraram para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus irmãos, *Rozaly, Wellington, Cleofas, Sônia, Deolinda e Ana Cláudia*, com quem dividi momentos alegres e tristes desta jornada.

Aos meus orientadores Dra. *Beatriz Susana Ovruski de Ceballos* e Dr. *José Tavares de Sousa* pela incansável e inesgotável orientação, que sempre transmitiram seus conhecimentos sem reserva, pela dedicação e apoio.

Aos professores Dr. *Rui de Oliveira* e Dra. *Mônica Amorim Coura* pelos ensinamentos e por compartilharem de meus ideais e os alimentarem, incentivando-me a prosseguir nesta jornada, fossem quais fossem os obstáculos mantiveram-se sempre ao meu lado.

A professora. Dra. *Annemarie König* pela colaboração e presteza no decorrer deste trabalho.

Aos funcionários da Área de Saneamento: *Alves, Cristina e Walmaria*, pelo carinho e amizade e aos bolsistas, *Eddy e Thaís*, pela colaboração nas atividades laboratoriais.

As estagiárias *Milena, Erica, Poliana e Roberta* pelo apoio, colaboração e amizade nos trabalhos de laboratório, de manutenção e operação do sistema experimental.

As colegas *Célia Regina, Ilza e Sayonara* companheiras de luta na obtenção do título de doutor, pela amizade e companheirismo nos momentos difíceis desta jornada.

Aos professores do Curso de Doutorado em recursos Naturais pelos ensinamentos transmitidos.

Enfim, a todos que contribuíram de forma direta e indireta na elaboração deste trabalho.

RESUMO

O presente trabalho avaliou o efeito de um sistema natural de terras úmidas, na melhoria da qualidade de águas superficiais poluídas com esgoto doméstico, e de dois sistemas de terras úmidas construídas, no polimento do efluente do sistema natural. Os ecossistemas experimentais construídos foram instalados no *Campus* da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande (7° 13' 11" Sul e 35° 52' 31" Oeste, 550m acima do nível do mar) - Paraíba. O ecossistema natural de terras úmidas reduziu significativamente matéria orgânica (entre 74 e 87% da DBO e entre 21 e 57% da DQO) e microrganismos indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes entre 92,63 e 96,78%, estreptococos fecais entre 92,91 e 97,74%, colifagos entre 91,95 e 96,47% e bacteriófagos entre 66,83 e 88,61%) produzindo um efluente que ainda requeria uma melhoria para ser despejado num corpo receptor ou para seu uso em irrigação. Essa melhoria foi parcialmente conseguida com a aplicação de unidades de tratamento subseqüentes de terras úmidas construídas. O primeiro sistema de terras úmidas construídas foi composto por 15 unidades experimentais com substrato de brita e cada conjunto de 5 unidades foi operado com tempo de detenção hidráulica de 5, 7 e 10 dias, respectivamente, sendo 4 unidades vegetadas com *Typha* sp. e uma sem vegetação (controle). As remoções de nutrientes tiveram comportamento diferente entre as unidades vegetadas e não vegetadas: fósforo total (entre 74 e 87% nas unidades vegetadas e entre 1 e 37% nas unidades controle), ortofosfato solúvel (entre 86 e 100% nas vegetadas e menos de 31% nos controles), amônia (entre 98 e 100% nas vegetadas e entre 71 e 98% nos controles). Também foi verificada remoção dos microrganismos indicadores de contaminação fecal: coliformes termotolerantes (entre 98,06 e 99,97% nas unidades vegetadas e entre 95,71 e 98,61% nas unidades controles), estreptococos fecais (entre 94,47 e 99,93% nas unidades vegetadas e entre 85,56 e 99,09% nos controles), colifagos (entre 95,69 e 99,92% e entre 86,62 e 99,07%, respectivamente) e bacteriófagos (entre 96,76 e 99,88% e entre 87,71 e 97,69%, respectivamente). O segundo sistema de terras úmidas construídas foi constituído por 36 unidades experimentais, 18 operando com tempo de detenção hidráulica de 5 dias e o restante com tempo de detenção hidráulica de 10 dias. Para cada tempo de detenção hidráulica foram usadas 9 unidades experimentais com substrato de brita e 9 com substrato de areia; em cada grupo 3 unidades foram vegetadas com *Typha* sp., 3 vegetadas com arroz (*Oriza sativa* L.) e 3 foram mantidas sem vegetação (controle). A associação do substrato de brita com a vegetação *Typha* promoveu uma maior remoção para fósforo total (65-87%), ortofosfato solúvel, (71-97%), amônia (82-97%), DBO (80-95%) e turbidez (92-97%). No entanto, esta mesma associação foi responsável pelo aumento das variáveis condutividade elétrica (40-102%), alcalinidade total (24-75%), bicarbonato (29-124%), sódio (96-248%), dureza (30-96%), cálcio (33-132%), magnésio (34-120%) e cloreto (62-233%). As associações areia-*Typha* e areia-arroz promoveram maiores remoções das variáveis indicadoras de contaminação fecal (99,22-99,86% para coliformes termotolerantes e 98,02-98,43% para estreptococos fecais). As unidades vegetadas atingiram concentrações efluentes com qualidade para descarga em corpos de água superficial, classificados de acordo com os padrões brasileiros como adequados para abastecimento público após tratamento convencional, irrigação de árvores, forrageiras e cereais e para dessedentação de animais.

ABSTRACT

This work, carried out from January 2000 to September 2002 at the Federal University of Campina Grande, Campina Grande City (7° 13' 11" South, 35° 52' 31" West, 550 m above m.s.l), Paraiba State, northeast Brazil, aimed the analysis of a natural wetland polluted with sewage and the performance of two constructed wetland systems, in pilot-scale, fed with the effluent of the natural wetland. The natural ecosystem significantly reduced organic matter (between 74 and 87% BOD and from 21 to 57% COD) and fecal indicator microorganisms (thermotolerant coliforms between 92.63 and 96.78 percent, fecal streptococci between 92.91 and 97.74 percent, coliphage between 91.95 and 96.47 percent and bacteriophage between 66.83 and 88.61 percent) but the quality of its effluent did not comply with the standards for both discharging into receiving bodies and reusing in irrigation, being necessary to be treated. Firstly, constructed wetlands applied for such an objective, comprised 15 experimental units using gravel as substrate media having each set of 5 a hydraulic retention time of 5, 7 or 10 days, respectively, being 4 vegetated with *Typha* sp. and 1 without vegetation. Controls and vegetated units did not show significant differences in removing organic matter but performed differently in terms of nutrient (total phosphorus between 74 and 87 percent in vegetated units and between 1 and 37 percent in control units, soluble orthophosphate between 86 and 100 percent in vegetated units and less than 31 percent in controls, ammonia within the ranges 98-100 percent in vegetated units and 71-98 percent in controls) and fecal contamination indicators (thermotolerant coliforms between 98.06 and 99.97 percent in vegetated units and between 95.71 and 98.61 percent in control units, fecal streptococci from 94.47 to 99.93 percent in units with *Typha* and from 85.56 to 96.09 percent in controls, coliphage within the ranges 95.69-99.92 and 86.62-99.07 percent, respectively, and bacteriophage between 96.76 and 99.88 percent in vegetated units and from 87.71 to 97.69 percent in controls) removals. The second constructed wetland system was made up of 36 units being 18 operated under a hydraulic retention time of 5 days and the other ones with 10 days. For each hydraulic retention time 9 experimental units were filled with gravel and 9 with sand; in each group 3 units were vegetated with *Typha* sp., 3 vegetated with rice (*Oriza sativa* L.) and 3 were kept as controls. The association of gravel and *Typha* sp. promoted the highest removals for total phosphorus (65-87%), soluble orthophosphate (71-97%), ammonia (82-97%), BOD (80-95%) and turbidity (92-97%) but was responsible for the increase of electrical conductivity (40-102%), total alkalinity (24-75%), bicarbonate (29-124%), sodium (96-248%), hardness (30-96%), calcium (33-132%), magnesium (34-120) and chloride (62-233%). The association of sand with both types of vegetation caused the highest removals of fecal contamination indicators reaching 99.22-99.86 percent for thermotolerant coliforms and 98.02-99.43 percent for fecal streptococci. In both experiments on constructed wetlands the hydraulic retention time of 10 days showed a better performance than the other ones and in all cases vegetated units produced effluents with quality for discharges into surface water bodies classified according the brazilian standards classification as adequate for water supply after a conventional treatment, irrigation of trees, fodder and cereal and animal drinking.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 - Terras úmidas como ecótonos de ecossistemas terrestres e aquáticos	6
Figura 3.2 - Diagrama conceitual do efeito da hidrologia de terras úmidas	12
Figura 3.3 - Transformações de nitrogênio em terras úmidas	15
Figura 3.4 - Transformações de fósforo em terras úmidas	17
Figura 3.5 - Transformações de carbono em terras úmidas	19
Figura 3.6 - Transformações do enxofre em terras úmidas	21
Figura 3.7 - Presença e distribuição de macrófitas	23
Figura 3.8 - Macrófita do gênero <i>Typha</i> sp	26
Figura 4.1 - Vista aérea do ecossistema natural de terras úmidas, situado no <i>Campus</i> da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB	41
Figura 4.2 - Dispositivo de alimentação para os tanques do sistema de terras úmidas construídas	42
Figura 4.3 - Dispositivo de distribuição de água para os tanques dos sistemas de terras úmidas construídas	43
Figura 4.4 - Dispositivo de saída dos tanques dos sistemas de terras úmidas construídas	44
Figura 4.5 - Vista do sistema de terras úmidas construídas I, recém instalado, com detalhe do tanque	45
Figura 4.6 - Vista do sistema de terras úmidas construídas II, em fase de operação	47
Figura 4.7 - <i>Typha</i> sp. no momento do plantio nos sistemas de terras úmidas construídas	51
Figura 4.8 - Arroz semeado em casa de vegetação pronto para ser transplantado nos sistemas terras úmidas construídas	52
Figura 5.1 - Ciclo anual da precipitação pluviométrica e temperatura do ar no município de Campina Grande – PB	58
Figura 5.2 - Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas chuvosas no sistema natural de terras úmidas, localizado no <i>Campus</i> da	

UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002	67
Figura 5.3 - Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas de seca no sistema natural de terras úmidas, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002	70
Figura 5.4 - Variações temporais de algumas variáveis estudadas no sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande, estudado no período de Janeiro a dezembro de 2000	76
Figura 5.5 - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002	82
Figura 5.6 - Comparação gráfica entre épocas, pelo método GT-2, no sistema de terras úmidas construídas I - experimento 2, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Julho de 2001	94
Figura 5.7 - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001	97
Figura 5.8 - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002 .	117
Figura 5.9 - <i>Typha</i> : altura média e número médio de brotos emitidos para os substratos de brita e areia com TDH de 5 e 10 dias, no experimento 3, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002	127
Figura 5.10- Arroz: desenvolvimento nos substratos de brita e areia e nos TDH de 5 e 10 dias, durante o experimento 3, localizado no <i>Campus</i> da UFCG,	

Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002	128
Figura 5.11 - Diagrama de dispersão das variáveis do sistema natural de terras úmidas ..	132
Figura 5.12 - Diagrama de dispersão das variáveis do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1	136
Figura 5.13 - Diagrama de dispersão das variáveis do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 2	137
Figura 5.14 - Diagrama de dispersão das variáveis do sistema de terras úmidas construídas II, experimento 3	139

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala experimental, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas	32
Tabela 3.2 - Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala real, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas	34
Tabela 4.1 - Terminologia adotada para o sistema experimental de terras úmidas construídas I (TUC-I)	46
Tabela 4.2 - Terminologia adotada para o sistema experimental terras úmidas construídas II (TUC-II)	48
Tabela 4.3 - Experimentos realizados nos sistemas de terras úmidas construídas I e II .	48
Tabela 4.4 - Vazões afluentes para os substratos e tempos de detenção utilizados nos sistemas TUC-I e TUC-II	50
Tabela 4.5 - Variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas no ecossistema natural de terras úmidas e nos sistemas de terras úmidas construídas	54
Tabela 5.1 - Precipitação pluviométrica, média e total, nas épocas de chuva e de seca e meses que registraram menor e maior precipitação	59
Tabela 5.2 - Médias, mínimas e máximas da temperatura do ar nas épocas de chuva (C1, C2 e C3) e de seca (S1, S2 e S3) na cidade de Campina Grande-PB..	60
Tabela 5.3 - Valores médios das variáveis nas épocas de chuva e de seca e reduções entre pontos no sistema natural de terras úmidas, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Junho de 2002	61
Tabela 5.4 - Resumo das análises de variância das variáveis nas épocas de chuva no sistema natural de terras úmidas, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado de Janeiro a Junho de 2002	63
Tabela 5.5 - Resumo das análises de variância das variáveis nas épocas de seca no sistema natural de terras úmidas, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado de Janeiro a Junho de 2002	64

Tabela 5.6 - Valores médios, reduções e resumo das análises de variância entre as épocas (chuva e seca) para variáveis do sistema natural de terras úmidas, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002	73
Tabela 5.7 - Valores médios das variáveis e reduções, entre o afluyente e os demais pontos de amostragem, no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2000	77
Tabela 5.8 - Resumo da análise de variância no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2000	79
Tabela 5.9 - Valores médios das variáveis e reduções entre o afluyente e os demais pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I - experimento 2, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001	90
Tabela 5.10- Resumo da análise de variância no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período ce Janeiro de 2000 a Julho de 2001	92
Tabela 5.11- Valores médios das variáveis, nos pontos de amostragem, no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002	107
Tabela 5.12- Reduções entre o afluyente e os demais pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002	111
Tabela 5.13- Resumo da análise de variância no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002	114
Tabela 5.14- Identificação da ocorrência e duração, em dias, do desenvolvimento da cultura de arroz e produtividade, durante o experimento 3, localizado no	

<i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.....	129
Tabela 5.15- Valores da evapotranspiração de referência mensal e média para os sistemas de terras úmidas construídas I e II, localizados no <i>Campus</i> da UFCG, Campina Grande no ano de 2000, 2001 e 2002	129
Tabela 5.16 - Autovalores e percentuais da variância das variáveis explicadas por cada fator artificial extraído na análise do sistema natural de terras úmidas	130
Tabela 5.17 - Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise para do sistema natural de terras úmidas ..	131
Tabela 5.18 - Autovalores e percentuais da variância das variáveis explicadas por cada fator artificial extraído na análise do sistema de terras úmidas construídas I	133
Tabela 5.19 - Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1	134
Tabela 5.20 - Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 2	135
Tabela 5.21- Autovalores e percentuais da variância explicadas por cada fator artificial extraído na análise do sistema de terras úmidas construídas II	137
Tabela 5.22- Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise para o sistema de terras úmidas construídas II, experimento 3	138
Tabela 6.1 - Limites máximos para água doce e padrão de lançamento em corpos d'água, conforme Resolução CONAMA 20/86	146
Tabela 6.2 - Diretrizes, sugeridas pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAO, para interpretar a qualidade da água para irrigação e faixas usuais.....	147
Tabela 6.3 - Classes de uso e conformidade de lançamento de efluente final do sistema de terras úmidas construídas I (CONAMA 20/86)	147

Tabela 6.4 - Classificação do efluente final do sistema de terras úmidas construídas I, experimentos 1 e 2, segundo os graus de restrição para a irrigação sugerida pela FAO e conformidade com as faixas usuais de água em irrigação	148
Tabela 6.5 - Classes de uso e conformidade de lançamento de efluente final do sistema de terras úmidas construídas II (CONAMA 20/86), para o substrato de brita	150
Tabela 6.6 - Classes de uso e conformidade de lançamento de efluente final do sistema de terras úmidas construídas II (CONAMA 20/86), para o substrato de areia	151
Tabela 6.7 - Classificação do efluente do sistema de terras úmidas construídas II, com substrato de brita, segundo os graus de restrição para a irrigação sugerida pela FAO e conformidade com as faixas usuais de água em irrigação	152
Tabela 6.8 - Classificação do efluente final do sistema de terras úmidas construídas II, com substrato de areia, segundo os graus de restrição para a irrigação sugerida pela FAO e conformidade com as faixas usuais de água em irrigação	152
Tabela 6.9 - Componentes principais e percentuais de explicação da variância das variáveis do sistema natural de terras úmidas e do sistema de terras úmidas construídas	153

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Abr.	- Abril
Ago.	- Agosto
COD	- Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	- Carbono orgânico particulado
DAT	- Dias após o transplântio
DBO (DBO ₅ ²⁰)	- Demanda bioquímica de oxigênio 5 dias, 20°C
Dez.	- Dezembro
DQO	- Demanda química de oxigênio
EUA	- Estados Unidos da América
FAO	- Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
Fev.	- Fevereiro
Jan.	- Janeiro
Jun.	- Junho
Jul.	- Julho
Mai.	- Maio
Mar.	- Março
N	- Nitrogênio
N-NH ₄ ⁺	- Nitrogênio amoniacal
N-NO ₃ ⁻	- Nitrogênio nitrato
NOS	- Nitrogênio orgânico solúvel
Nov.	- Novembro
NTK	- Nitrogênio Total Kjeldhal
Out.	- Outubro
pH	- Potencial hidrogeniônico
POS	- Fósforo orgânico solúvel
P-PO ₄ ³⁻	- Ortofosfato solúvel
RAS	- Relação de adsorção de sódio
Set.	- Setembro
SSF	- Sólidos suspensos fixos
SST	- Sólidos suspensos totais
SSV	- Sólidos suspensos voláteis
ST	- Sólidos totais
STF	- Sólidos totais fixos
STV	- Sólidos totais voláteis
T	- Temperatura
TDH	- Tempo de detenção hidráulica
TUC	- Terras úmidas construídas
TUN	- Terras úmidas naturais
UFC	- Unidade formadora de colônias
UFP	- Unidade formadora de placas

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO 2 – OBJETIVOS	03
2.1 – Objetivo geral	03
2.2 – Objetivos específicos	03
CAPÍTULO 3 – REVISÃO DE LITERATURA	05
3.1 – Definição de terras úmidas	06
3.2 – Terras úmidas no mundo	09
3.3 – Hidrobiologia das terras úmidas	10
3.4 – Bioquímica das terras úmidas	13
3.4.1 – Solos ou substratos das terras úmidas	13
3.4.2 – Transformações químicas em terras úmidas	14
3.5 – Vegetação	21
3.5.1 – <i>Typha</i> spp	25
3.5.2 – Arroz	27
3.6 – Biofilme	28
3.7 – Terras úmidas como método de tratamento de águas poluídas	29
3.8 – Terras úmidas construídas	36
3.9 – Relação de adsorção de sódio e condutividade elétrica	38
CAPÍTULO 4 – MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1 – Descrição do ecossistema natural de terras úmidas	40
4.2 – Descrição dos sistemas de terras úmidas construídas	42
4.2.1 – Características físicas	42
4.2.2 – Metodologia da pesquisa	44
4.3 – Tipos de vegetação usados nos sistemas de terras úmidas construídas	50
4.4 – Procedimento de coleta e preservação de amostras	53
4.5 – Variáveis analisadas e métodos analíticos	54
4.6 – Dados climáticos	55
4.7 – Evapotranspiração	56

4.8 – Procedimentos estatísticos	56
CAPÍTULO 5 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS	58
5.1 – Dados climáticos	58
5.2 – Sistema natural de terras úmidas	60
5.3 – Sistema de terras úmidas construídas I	75
5.3.1 – Sistema de terras úmidas construídas I - Experimento 1	76
5.3.2 – Sistema de terras úmidas construídas I - Experimento 2	89
5.4 – Sistema de terras úmidas construídas II	105
5.5 – Evapotranspiração	129
5.6 – Análise de componentes principais	130
CAPÍTULO 6 – DISCUSSÃO	140
6.1 – Considerações gerais	140
6.2 – Ecossistema natural de terras úmidas	142
6.3 – Ecossistemas de terras úmidas construídas	143
CAPÍTULO 7 – CONCLUSÕES	154
CAPÍTULO 8 – RECOMENDAÇÕES	156
CAPÍTULO 9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	157

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Nos países em desenvolvimento, a falta de saneamento básico acarreta graves problemas de saúde pública e ambientais. Sendo assim, é de fundamental importância a aplicação de recursos para a execução de redes de saneamento básico e o incentivo a linhas de pesquisas que levem em consideração a realidade sócio-econômica de cada país.

Segundo dados do IBGE (2002), pode-se estimar que apenas cerca de 15% dos esgotos produzidos no Brasil recebem tratamento e não mais que 10% são convencionalmente tratados. A maior parte dessa pequena parcela passa por estações de tratamento de grandes cidades, onde se adotam tecnologias pouco adequadas à realidade brasileira, uma vez que demandam operação complexa e de alto custo.

Esse déficit na área de saneamento básico tem proporcionado a volta de inúmeras doenças consideradas como erradicadas no país e contribuído para a poluição dos seus mananciais. No meio urbano, os problemas são identificados pela população com mais facilidade devido à proximidade das moradias aos focos de contaminação e à frequência com que são tratados pela imprensa. Entretanto, as ações efetivas para a solução de questões dessa ordem são demoradas, pois dependem da construção de sistemas de tratamento de águas residuárias gigantescos e onerosos, que nem sempre são valorizados pela população.

Também na área rural, a contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas decorrente do não tratamento das águas residuárias domésticas e principalmente daquelas geradas por atividades de criação de gado, aves de corte e suínos é uma realidade que preocupa diversos setores da sociedade.

Diante desse quadro, é necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias que sejam de operacionalização simples, não mecanizados, de baixo custo e que possam ser incorporados à paisagem local, utilizando materiais de construção de fácil aquisição e mão de obra não especializada.

Dentre os sistemas de tratamento naturais, destacam-se no presente trabalho, os de “terras úmidas construídas”. No Brasil, conforme demonstra a literatura (SALATI Jr. et al., 1999; ROSTON & MANSOR, 1999; VALENTIM et al., 2000; SEZERINO & PHILIPPI, 2000; CEBALLOS et al., 2001; SOUSA et al., 2000), algumas pesquisas têm sido desenvolvidas sobre este tema, porém a experiência prática ainda se apresenta incipiente e pouco desenvolvida, apesar de alguns dos seus resultados já estarem estabelecidos como tecnologia de tratamento em certos países da Europa, nos Estados Unidos e na Austrália.

Neste trabalho, investigou-se o tratamento de águas superficiais poluídas, em sistemas de terras úmidas, simultaneamente ao cultivo de uma biomassa que pudesse servir como fonte de alimento para o homem. Desenvolveu-se um sistema em escala experimental que pode ser aplicado na agricultura familiar, tanto para tratamento de esgotos como para o uso de seu efluente na irrigação de culturas de interesse local.

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

2.1 – Objetivo geral

Avaliar a eficiência de ecossistemas de terras úmidas naturais (TUN) e terras úmidas construídas (TUC) no tratamento de águas superficiais poluídas com esgotos domésticos, considerando-se diferentes tempos de detenção hidráulica, tipos de substratos e de macrófitas aquáticas, visando também o cultivo de biomassa útil para a alimentação humana, simultaneamente ao tratamento.

2.2 – Objetivos específicos

1. Avaliar o desempenho de um sistema natural de terras úmidas na melhoria da qualidade da água de um córrego de drenagem superficial, contaminado com esgotos;
2. Avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica (TDH) na eficiência do tratamento de águas superficiais poluídas com esgotos domésticos em terras úmidas construídas, de fluxo subsuperficial com 5 (cinco), 7 (sete) e 10 (dez) dias de detenção hidráulica;
3. Estudar o efeito do substrato (brita e areia) na eficiência do tratamento dessas águas, em sistemas de terras úmidas de fluxo subsuperficial;

4. Analisar o desempenho de dois tipos de macrófitas aquáticas (*Typha* sp. e *Oryza sativa* L.) na remoção de nitrogênio e fósforo e no comportamento de outras variáveis de qualidade nos sistemas em estudo;
5. Avaliar o efeito do TDH, do tipo de substrato e da vegetação na remoção de indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes e estreptococos fecais) e viral (colifagos e bacteriófagos F-específicos);
6. Classificar a qualidade das águas de sistemas de terras úmidas e analisar a potencialidade de seu reúso.

CAPÍTULO 3

REVISÃO DE LITERATURA

As terras úmidas estão entre os ecossistemas mais importantes da terra. Elas funcionam como receptores de águas naturais e de águas produzidas pelas atividades humanas. Segundo Mitsch & Gosselink (2000), elas participam na estabilização da água dos mananciais usados para abastecimento humano e animal e amenizam enchentes e estiagens. Nos rios, exercem ação protetora contra diferentes níveis de contaminação, assim como em faixas litorâneas, e recarregam aquíferos subterrâneos. Os mesmos autores consideram que um papel primordial é gerar múltiplos habitats para o desenvolvimento de grande variedade de componentes da biota, por ser palco de teias alimentares complexas e rica biodiversidade.

Embora sejam conhecidos os benefícios ecológicos e econômicos das terras úmidas, estes sistemas ainda são bastante enigmáticos para os engenheiros, técnicos e cientistas, que têm dificuldade de defini-los e de compreender todos os fenômenos que ali acontecem, por causa de sua grande distribuição e extensão geográfica, pelas diferentes condições climáticas e geológicas em que eles ocorrem e pela grande variedade de condições hidrológicas na qual são encontrados (CAMPBELL & OGDEN, 1999). As terras úmidas são frequentemente situadas como ecótonos entre ecossistemas terrestres e aquáticos (Figura 3.1), tais como rios, estuários, lagos ou oceanos, mas, apesar de depender de ambos, são diferentes de cada um destes. Elas também podem ser encontradas em depressões de terras altas e de planícies, como bacias isoladas com pouco fluxo de saída, e distantes de sistemas aquáticos (SUTHERSAN, 2001).

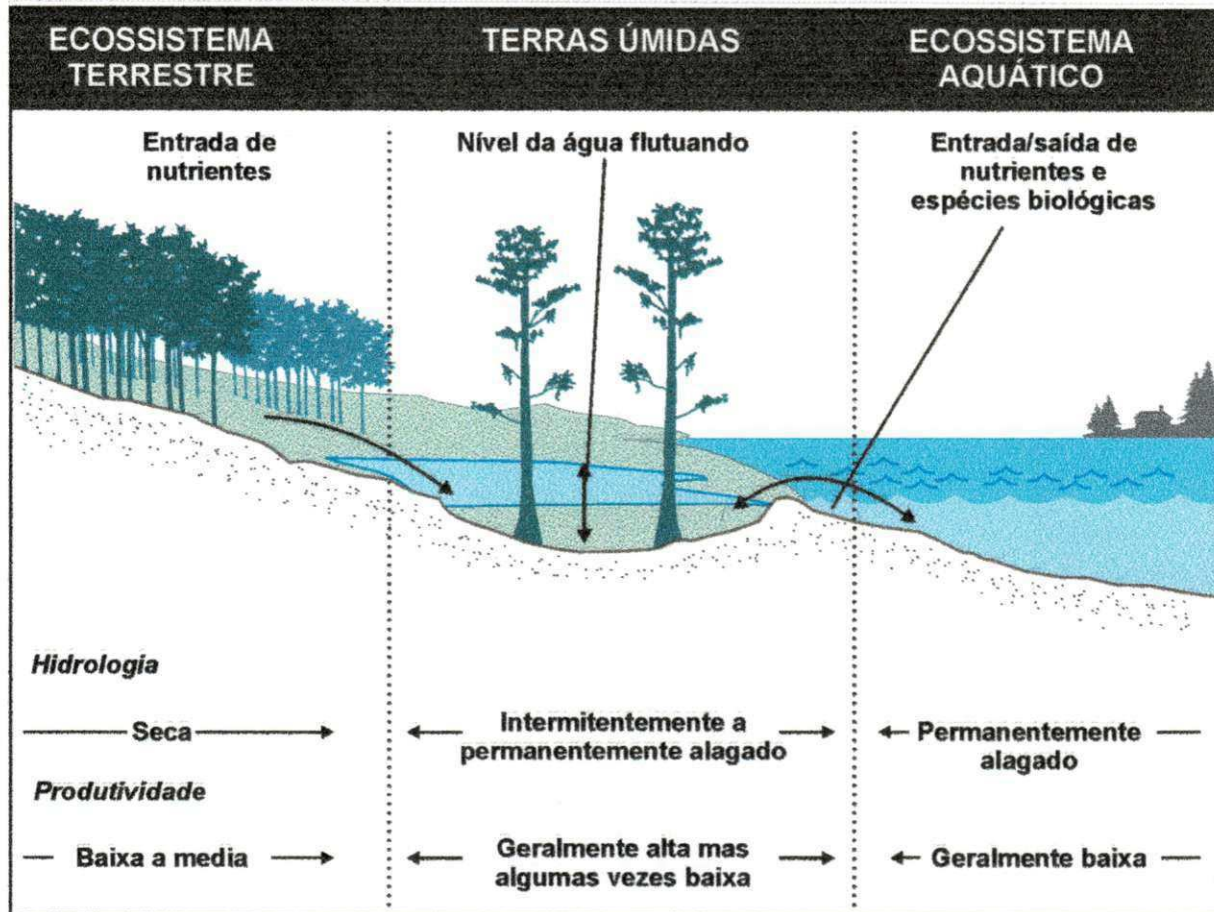


Figura 3.1 – Terras úmidas como ecótonos de ecossistemas terrestres e aquáticos.

Fonte: Adaptado de MITSCH & GOSELINK (2000).

3.1 – Definição de terras úmidas

No início do século XIX, terras úmidas ou “wetlands” não eram importantes, visto que eram tidas como insalubres, de difícil acesso e de difícil aproveitamento econômico, sendo frequentemente drenadas para instalação de campos agrícolas ou ocupação com áreas comerciais e residenciais. Portanto, definir estes ecossistemas não tinha maior importância. A definição só se tornou importante após a primeira metade do século XX, quando os valores econômico, ecológico e paisagístico desses ecossistemas foram reconhecidos (MITSCH & GOSELINK, 2000).

As definições mais frequentes para terras úmidas incluem três componentes: a presença de água (na superfície ou na zona das raízes), a condição do solo (diferente das áreas adjacentes) e a presença de vegetação adaptada às condições úmidas. Embora estes componentes sejam aparentemente de fácil descrição, combiná-los para obter uma definição apropriada e compreensiva do ecossistema é uma tarefa difícil.

Definições científicas

Uma das primeiras definições de terras úmidas, que ainda é usada por cientistas e pelos operadores, foi apresentada pela U. S. Fish and Wildlife Service (SHAW & FREDINE, 1956) numa publicação que é frequentemente referenciada como Circular #39: “A expressão *terras úmidas...* refere-se às depressões cobertas com água superficial, temporariamente ou intermitentemente. Elas são citadas por nomes tais como *pântano, brejo, charco, lamaçal, várzea, paús e atoleiro. Lagos e lagoas rasas, geralmente com vegetação emergente de um aspecto distinto, são incluídas na definição, mas águas de rios permanentes, reservatórios e lagos profundos não são incluídas. Também não são incluídas as áreas de águas temporárias, com pouco ou nenhum efeito sobre o desenvolvimento da vegetação de solo úmido*”.

Em 1979, após vários anos revisando a definição, os cientistas da U. S. Fish and Wildlife Service adotaram uma outra, considerada mais compreensiva (COWARDIN et al., 1979): “*Terras úmidas são áreas de transição entre sistemas terrestres e aquáticos, onde o nível da água está geralmente na superfície ou próximo a esta... Terras úmidas devem ter um ou mais dos seguintes atributos: (1) a área com predominância, pelo menos periodicamente, de hidrófitas; (2) substrato, predominantemente, não drenado e (3) substrato saturado com água ou coberto por água durante algum tempo da estação de crescimento da vegetação*”. Esta definição foi significativa porque introduziu conceitos importantes na ecologia das terras úmidas. Esta foi uma das primeiras definições a introduzir o conceito de solos hídricos e de hidrófitas, servindo de ponto de partida para definições mais acuradas destes termos (NRC, 1995).

No Canadá, o National Wetlands Working Group (1988) publicou formalmente duas definições de terras úmidas. A primeira, elaborada por Zoltai & Vitt (1988), definiu terras úmidas como “*áreas que tem o nível da água próximo ou acima da superfície, ou que estão*

saturadas por um período de tempo suficiente para ocorrer processos aquáticos ou de terras úmidas como o indicado por solos hidricos, vegetação hidrófita e vários tipos de atividade biológica que estão adaptadas ao ambiente úmido". A segunda, de Tarnocai et al. (1988), se tornou, nos últimos anos, a definição oficial de terras úmidas no Canadá: "solo saturado com água por tempo suficiente para surgir processos aquáticos ou de terras úmidas, como o indicado por solos pouco drenados, vegetação hidrófita e vários tipos de atividades que estão adaptadas a um ambiente úmido".

No início dos anos 90 do século XX, a National Academy of Sciences, incentivada pelo governo dos Estados Unidos, formou um comitê para rever cientificamente os aspectos que caracterizam as terras úmidas. O comitê levou em consideração: (1) a adequação das definições existentes; (2) a adequação da ciência para avaliar a hidrologia, biologia e outros meios onde terras úmidas funcionam; e (3) a variação regional nas definições de terras úmidas. Como resultado, foi publicado o estudo intitulado *Wetlands: Characteristics and Boundaries* (NRC, 1995) que definiu terra úmida como: "um ecossistema que depende da constância ou periodicidade da inundação superficial ou da saturação na superfície ou próximo do substrato. A característica mínima essencial é a inundação ou saturação na superfície ou próximo a ela e a presença de características físicas, químicas e biológicas refletidas da inundação ou saturação. As características comuns diagnosticadas são os solos hidricos e a vegetação hidropônica. Estas características estão sempre presentes, exceto onde os fatores físicos, químicos, bióticos ou antropogênicos as tenham removido ou impedido o seu desenvolvimento".

Definições legais

Nos anos 70, do século XX, a proteção de terras úmidas nos Estados Unidos passou a ser levada a sério, surgindo assim uma necessidade quase imediata de uma definição mais próxima dos termos legais que da ciência. Dentro desta ótica, foram desenvolvidas duas definições, uma pela U. S. Army Corps of Engineers e outra pela U. S. Natural Resources Conservation Service. A primeira diz: "a expressão terras úmidas define áreas cujo solo está normalmente inundado ou saturado com água, superficial ou subterrânea, numa frequência e duração suficientes para surgir uma vegetação dominante adaptada a viver em condições de solo saturado. As terras úmidas geralmente incluem, pântanos, charcos, brejos e áreas

similares. A segunda elaborou a seguinte definição: “a expressão terras úmidas, exceto quando faz parte de terras úmidas transformadas (quando a área é alagada pelo homem), significa área que (A) tem a predominância de solo hidrico; (B) é inundada ou saturada por água superficial ou subterrânea numa frequência e duração suficiente para predominar vegetação hidrófita adaptada a viver em condições de solo saturado; e (C) sob circunstância normal suportam predominância de tal vegetação. Para o propósito desta definição e qualquer outra definição, esta expressão não deve incluir áreas no Alasca identificadas como tendo alto potencial de desenvolvimento agrícola que tenham uma predominância de solos permanentemente congelados” (NRC, 1995).

A escolha de uma definição que satisfaça a todos os usuários não foi ainda feita, porque depende dos objetivos e do campo de interesse. Esta diferença é um resultado natural das diferentes abordagens e peculiar à formação do especialista que a define.

3.2 – Terras úmidas no mundo

Kadlec (2001), entre outros, destaca que as *terras úmidas* são encontradas em todos os continentes, exceto na Antártica, e em todo tipo de clima, variando do tropical para o sub-ártico, embora a estimativa da extensão das terras úmidas no mundo seja difícil e dependa da definição usada.

Mitsch & Gosselink (2000), com base em vários estudos, sugerem que a extensão das terras úmidas naturais no globo terrestre varia entre 7 e 9 milhões de km², ou seja, compreendem de 4 a 6% da superfície, e quase 56% desta área total estimada, está nas regiões tropicais e subtropicais.

No Brasil, calcula-se que 400 000 km² ou 5% do território brasileiro estão cobertos por terras úmidas (ESTEVES, 1998). Algumas das mais importantes são: o Pantanal Matogrossense, formado principalmente durante o período de cheias dos Rios Paraguai e Paraná, constituindo-se numa das maiores áreas inundáveis do planeta (segundo POR, 1995, cerca de 140 000 km²); parte da região amazônica, onde pelo menos 20% de toda a bacia amazônica brasileira pode ser classificada como terras úmidas (JUNK & HOWARD-WILLIAMS, 1984); as terras inundáveis formadas pelo Rio Araguaia, especialmente na Ilha do

Bananal; o Banhado Grande (banhado é a denominação gaúcha para terras úmidas), que é formador do Rio Gravataí (RS); Banhado do Taim, na região das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul; a região da planície do Estado do Mato Grosso do Sul, que é influenciada pelas cheias do rio Paraná e muitas outras (ESTEVEZ, 1998).

3.3 – Hidrologia das terras úmidas

As condições hidrológicas são extremamente importantes para a manutenção da estrutura e do funcionamento de um sistema de terras úmidas. Elas afetam muitos fatores abióticos, tais como a oxigenação do solo, a disponibilidade de nutrientes e a salinidade que, por sua vez, determinam a biota que se desenvolverá. Finalmente, completando o ciclo, os componentes da biota alteram a hidrologia e outros fatores físico-químicos das terras úmidas (D'AVANZO, 1989). Um modelo conceitual sugerido por Mitsch & Gosselink (2000) descrevendo o papel fundamental da hidrologia nas terras úmidas é mostrado na Figura 3.2. A hidrologia modifica diretamente o ambiente físico-químico (propriedades físicas e químicas), particularmente a disponibilidade de oxigênio e nutrientes, o pH e a toxicidade.

Entre os vários parâmetros usados para descrever as condições hidrológicas nos tratamentos com terras úmidas, estão o hidroperíodo, a profundidade, os picos sazonais, a carga hidráulica e o tempo de detenção (GOSSELINK & TURNER, 1978; NOVITZKI, 1989).

O hidroperíodo, ou estado hidrológico nas terras úmidas, pode ser resumido como o resultado do balanço entre a água afluyente e efluente, perfil superficial da área, condição subsuperficial do solo, geologia e lençol freático. A primeira condição define o fluxo da água, enquanto as demais definem a capacidade de armazenamento de água. O hidroperíodo, certamente, não é o mesmo a cada estação, nem a cada ano, mas varia de acordo com o clima e as terras úmidas (JUNK et al., 1989).

A carga hidráulica é definida pela equação (3.1), como

$$q = Q/A \quad (3.1)$$

onde,

q : carga hidráulica afluyente (m/d ou m/ano)

Q : vazão (m³/dia ou m³/ano)

A : área superficial da terra úmida (m²).

Um outro conceito útil na hidrologia das terras úmidas é o tempo de detenção hidráulica (TDH), definido como:

$$TDH = \frac{Vp}{Q} \quad (3.2)$$

onde,

TDH : tempo de detenção hidráulica (dia)

V : volume da terra úmida (m³), ou volume da água para terras úmidas de fluxo superficial ou volume do meio através do qual a água residuária flui para fluxo subsuperficial

p : porosidade do meio (%)

Q : vazão através de terras úmidas (m³/dia).

Segundo Mitsch & Gosselink (2000), o tempo de detenção hidráulica recomendável varia de 5 a 14 dias para tratamento de águas residuárias. Brown (1987) sugeriu um tempo de detenção, para um sistema de tratamento com terras úmidas a margem de um rio, de 21 dias durante a estação seca e acima de 7 dias durante a estação úmida.

Evapotranspiração

A água que evapora do corpo aquático ou do solo em terras úmidas (evaporação), junto com a umidade que passa através das plantas vasculares para o ar (transpiração), é chamada de evapotranspiração (EPA, 1988). Os fatores meteorológicos que afetam a evaporação e a transpiração são similares na medida em que existe umidade, uma condição que está presente na maioria das terras úmidas. A taxa de evapotranspiração expressa as necessidades hídricas da cultura e está relacionada com a demanda evaporativa do ar, podendo ser expressa como a evapotranspiração de referência (ET_o) horária (mm/dia).

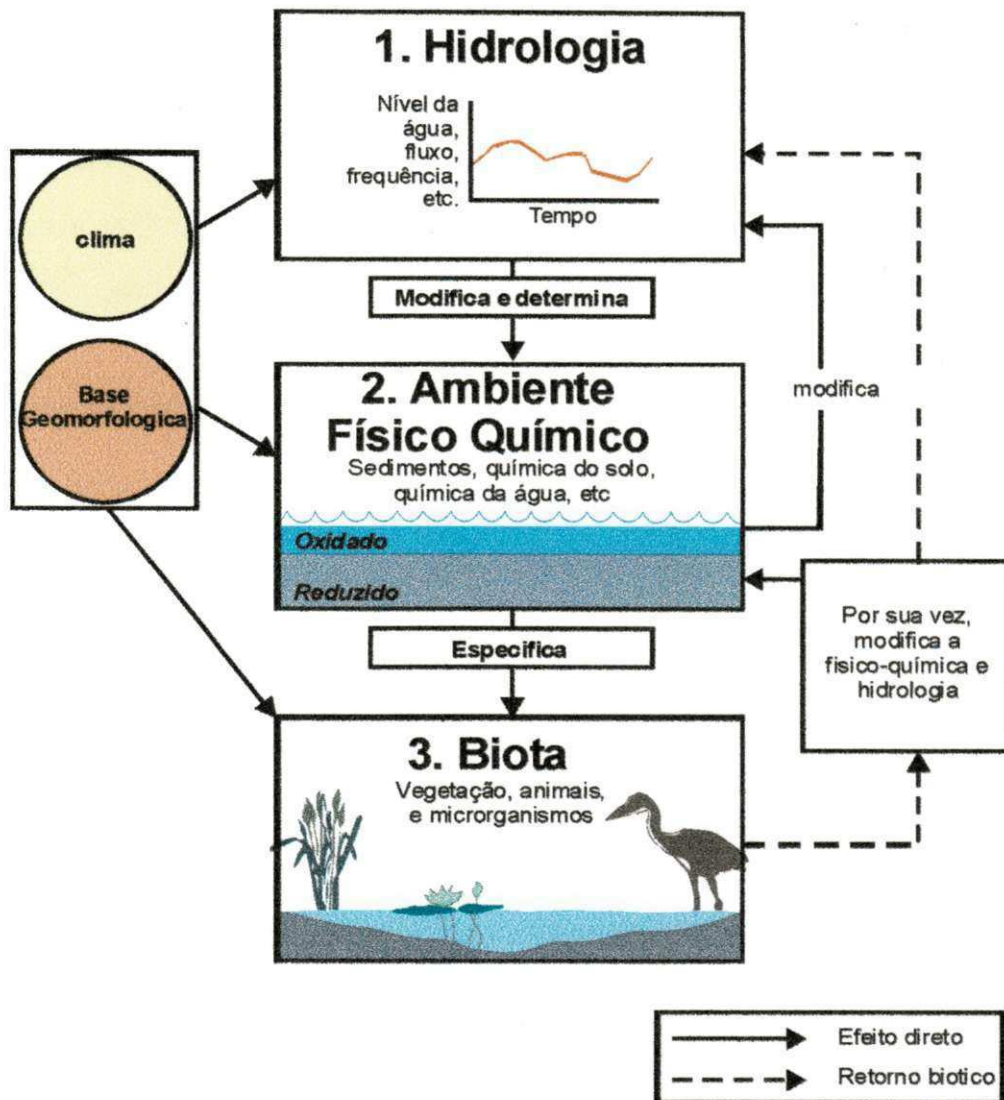


Figura 3.2 – Diagrama conceitual do efeito da hidrologia de terras úmidas.

Fonte: Adaptado de KNIGHT et al. (1999) e MITSCH & GOSSELINK (2000).

Diversos são os métodos de estimativa da evapotranspiração de referência. Contudo, o importante é conhecer as limitações de cada método e os detalhes de seu desenvolvimento, a fim de permitir ao usuário a decisão quanto à conveniência de sua utilização em determinada situação (ANDRADE-JÚNIOR, 2000). Segundo Sedyama (1987) e de acordo com os princípios envolvidos no desenvolvimento, os métodos de estimativa da ETo podem ser agrupados em cinco categorias: a) empíricos; b) aerodinâmico; c) balanço de energia; d) combinados; e) correlação de turbilhões. Dentro da categoria dos métodos combinados, destacam-se os métodos de Penman e o de Penman-Monteith, os quais integram os efeitos do balanço de energia com os do poder evaporante do ar. O método Penman-

Monteith constitui uma modificação do método de Penman original, com a inclusão dos parâmetros relativos à resistência aerodinâmica e resistência da cultura sendo, atualmente, recomendado pela FAO, como método padrão de estimativa, sempre que houver disponibilidade dos dados requeridos para o cálculo (ANDRADE-JÚNIOR, 2000; AYOADE, 2002; AMARAL, 2002).

De acordo com Silva (1989), o método de Penman (1948) estima a evaporação de uma superfície livre de água. A equação de Penman consiste, basicamente, em dois termos: um termo energético baseado na radiação solar e um termo aerodinâmico expresso em função da velocidade do vento a uma altura de 2 metros da superfície do solo e do déficit de saturação. Penman (1948) combinou as equações de balanço de energia e de transferência de calor obtendo o método combinado. De acordo com Jensen et al. (1990), a equação de Penman não incluiu a função de resistência à transferência de vapor d'água em sua equação original. A equação combinada com o termo aerodinâmico e a resistência da superfície de uma cobertura vegetal é chamada de equação de Penman-Monteith

3.4 – Bioquímica das terras úmidas

Os ciclos bioquímicos das terras úmidas caracterizam uma combinação das transformações químicas e dos processos de transporte, que envolvem um grande número de processos de interações físicas, químicas e biológicas. Estes processos resultam não somente em mudanças das formas químicas dos materiais, mas também em movimento espacial dos materiais dentro do sistema. Este processo, por sua vez, determina a produtividade geral em terras úmidas.

3.4.1 – Solos ou substratos das terras úmidas

Em sistemas de terras úmidas, o solo é conhecido, internacionalmente, como solo hídrico (NRCS, 1998). No entanto, no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999) abrange as classes dos Planossolo, Organossolo e Gleissolo, dependendo dos atributos diagnósticos do solo.

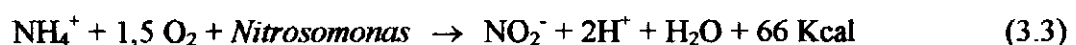
O solo é o local onde muitas das transformações químicas ocorrem e é o depósito primário das substâncias químicas disponíveis para a maioria das plantas. Estes e são formados quando os solos ou substratos, minerais ou orgânicos, são inundados com água e surgem condições anaeróbias. Como a difusão do oxigênio em solos alagados é aproximadamente 10 000 vezes menor que em solos secos (GREENWOOD, 1961; GAMBRELL & PATRICK, 1978), o transporte de oxigênio se torna difícil devido à saturação do solo com água. A falta de oxigênio impede a respiração aeróbia normal pelas raízes das plantas e afeta fortemente a sua disponibilidade de nutrientes. Como resultado, as plantas que crescem em condições de anaerobiose do solo desenvolvem adaptações específicas a esse ambiente (STEPNIEWSKI & GLINSKI, 1988).

3.4.2 – Transformações químicas em terras úmidas

Transformação do nitrogênio

As transformações de nitrogênio nas terras úmidas (Figura 3.3) envolvem vários processos microbiológicos, algumas das quais diminuem a disponibilidade de nutrientes às plantas. Segundo Brix (1993), Trotter et al. (1994) e Kadlec & Knight (1996), os principais processos de transformação química do nitrogênio que ocorrem nesses sistemas são:

1. **amonificação**: transformação biológica do nitrogênio orgânico (uréia e matéria protéica) para amônia, é o primeiro passo na mineralização (REDDY & PATRICK, 1984). As bactérias heterotróficas responsáveis por esta decomposição são mais eficientes em condições aeróbias, porém também agem em ambientes anaeróbios; elas são encontradas associadas, em particular, às raízes das macrófitas.
2. **nitrificação**: processo de oxidação biológica da amônia, dando como produto final o nitrato. É realizada pela ação de dois grupos de bactérias quimioautotróficas. Segundo Barnes & Bliss (1983), na primeira etapa a amônia é oxidada para nitrito por intermédio de bactérias do gênero *Nitrosomonas* (Eq. 3.3), em seguida, as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito para nitrato (Eq. 3.4). A energia liberada nessas reações é utilizada na síntese de material celular (BRANCO, 1986), sendo o principal mecanismo de transformação da amônia.



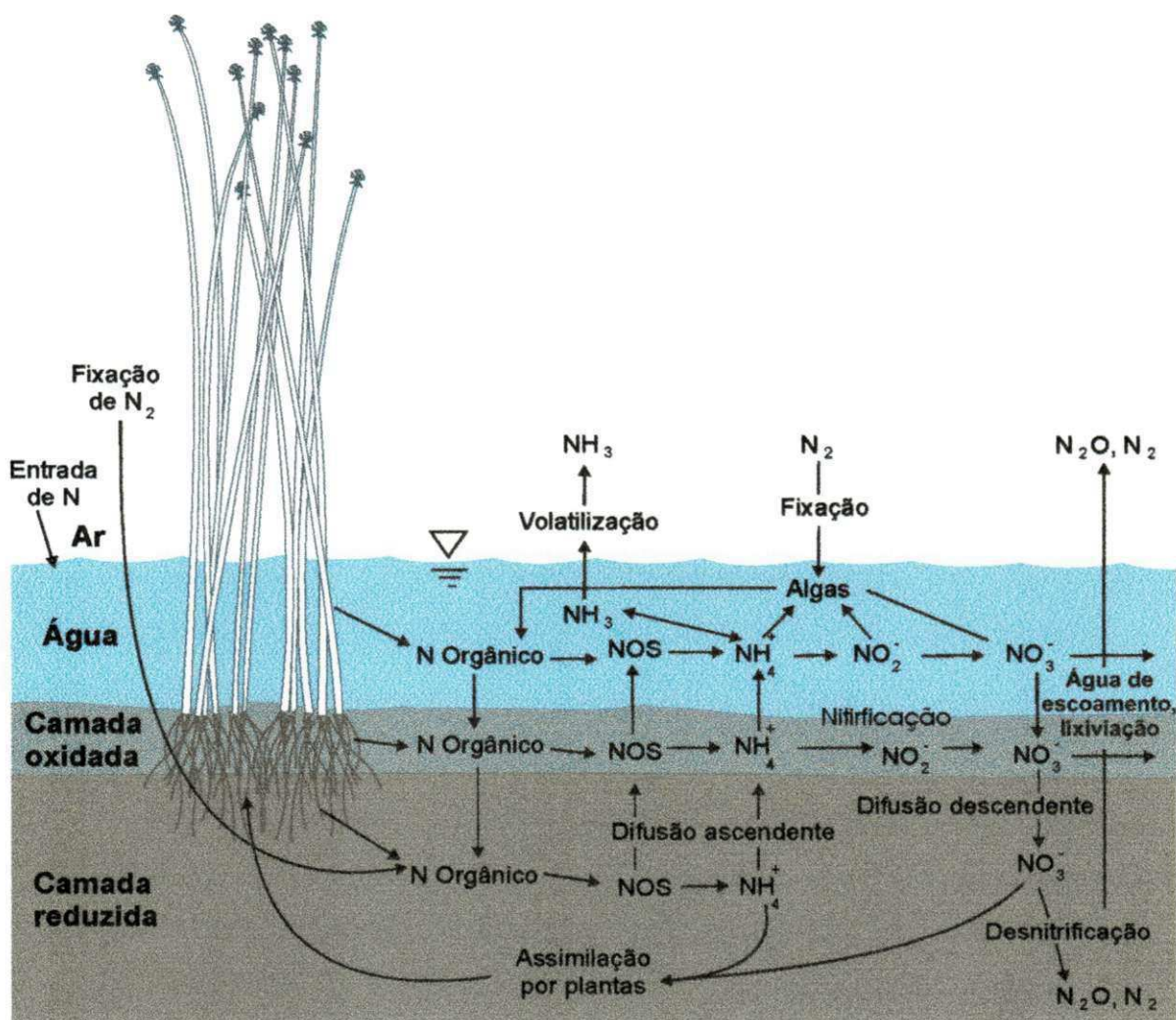
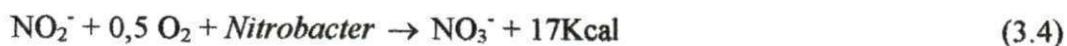


Figura 3.3 – Transformações de nitrogênio em terras úmidas.

Fonte: Adaptado de KNIGHT et al. (1999) e MITSCH & GOSSELINK (2000).

3. **desnitrificação**: processo essencial e complementar que ocorre na ausência de oxigênio molecular; bactérias heterotróficas utilizam nitrato como receptor de elétrons. Neste processo (Eq. 3.5 e 3.6), nitrato é reduzido para nitrito e posteriormente para nitrogênio (BARNES & BLISS, 1983; SOUSA, 1988; SILVA, 1994).



4. **fixação do nitrogênio gasoso:** processo pelo qual bactérias fixadoras de nitrogênio e cianobactérias convertem nitrogênio molecular em proteínas (ESTEVES, 1998). Entre as bactérias fixadoras fotossintetizantes, destacam-se os gêneros *Chromatium*, *Chlorobium*, *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas* e *Rhodomicrobium* enquanto *Clostridium* e *Desulfovibrio* destacam-se entre as anaeróbias heterotróficas (BROCK et al., 1994). A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por cianobactérias é um processo tipicamente de redução, no qual a amônia é o primeiro produto formado, sendo todo o processo catalisado por um sistema de enzimas denominado nitrogenase (ESTEVES, 1998). Segundo Bristow (1974), nas terras úmidas a fixação de nitrogênio está especialmente associada às plantas ao invés do solo, uma vez que, sob condições anaeróbias, bactérias agrupadas na zona da raiz fixam consideráveis quantidades de nitrogênio gasoso.
5. **assimilação do nitrogênio:** assimilação de nitrogênio por organismos durante o seu crescimento e reprodução (SOUSA, 1988). As duas formas de nitrogênio na assimilação são amônia e nitrato. Embora a amônia seja a fonte de nitrogênio preferida (por ser energeticamente mais reduzida), o nitrato também pode ser usado por algumas espécies de plantas. As macrófitas aquáticas utilizam enzimas para converter nitrogênio oxidado a formas utilizáveis (MELZER & EXLER, 1982). A biota (macrófitas, microfauna e microflora) presente nas terras úmidas absorve nitrato e íon amônio das águas. As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água pela decomposição da biota são presumivelmente nitrogênio orgânico e íon amônio; a maior parte do nitrogênio orgânico liberado é prontamente hidrolizada por processos químicos e microbiológicos, sendo transformada em amônia (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Transformação do fósforo

O fósforo ocorre como complexo solúvel e insolúvel nas formas orgânicas e inorgânicas nos solos das terras úmidas. As formas inorgânicas incluem os íons PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- , com a forma predominante dependendo do pH. O fósforo ocorre num ciclo sedimentar (Figura 3.4) ao invés de num ciclo gasoso tal como ocorre no caso do nitrogênio. A principal ocorrência nas águas é na forma de fosfato (PO_4^{3-}). Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- e outros polifosfatos) e fosfatos ligados a compostos orgânicos. Eles são encontrados em solução, partículas, detritos ou em tecidos

orgânicos aquáticos (bactérias, fungos, algas, microinvertebrados, macrófitas); fosfatos também estão presentes em sedimentos no fundo de corpos de água e em lodos biológicos, tanto sob a forma inorgânica precipitada, como incorporados a compostos orgânicos (APHA et al., 1995).

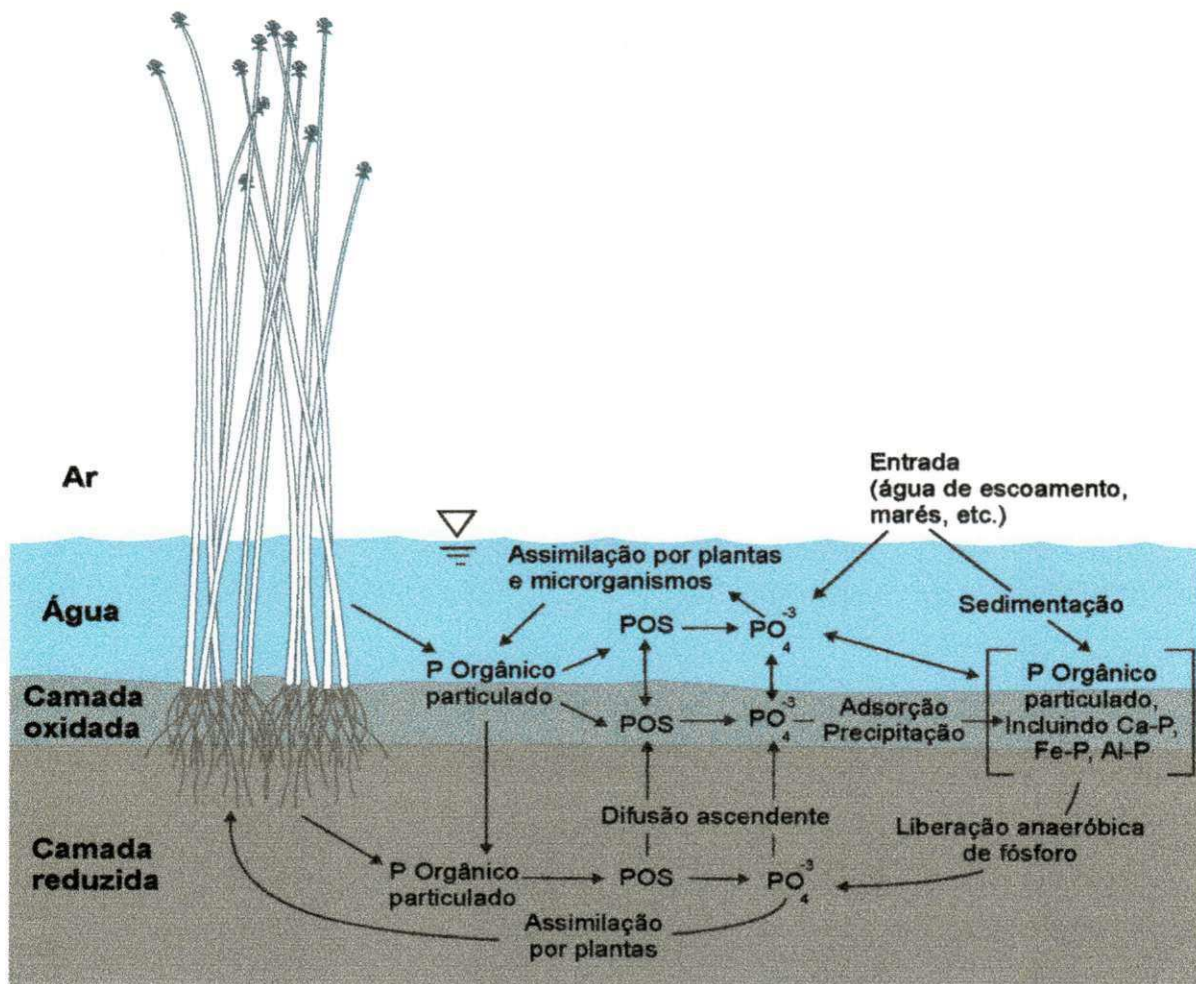


Figura 3.4 – Transformações de fósforo em terras úmidas.

Fonte: Adaptado de KNIGHT et al. (1999) e MITSCH & GOSSELINK (2000).

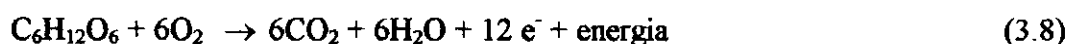
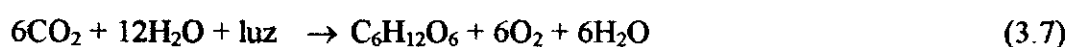
Os principais mecanismos envolvidos na remoção de fósforo (MITCHELL et al., 1995) são:

1. **sedimentação:** ocorre principalmente como consequência da sedimentação do material orgânico particulado.
2. **precipitação:** é um dos principais mecanismos de remoção das formas de fósforo. A precipitação química de ortofosfato ocorre em meio ácido, pela reação com sais de alumínio e íons de ferro, e em meio básico, com íons de cálcio ou magnésio.

3. **assimilação**: os organismos vivos (plantas e microrganismos) utilizam ortofosfato no desempenho de suas funções vitais (crescimento e reprodução). As raízes das plantas contêm uma fração significativa de fósforo ativo; porém, a maioria do fósforo assimilado pelas plantas retorna à água por processo de decomposição (KADLEC & KNIGHT, 1996).

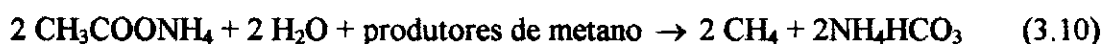
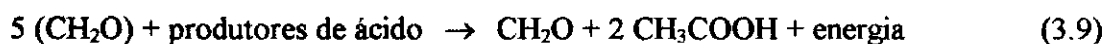
Transformação do carbono

Os principais processos da transformação do carbono sob condições aeróbias e anaeróbias são mostrados na Figura 3.5. A fotossíntese (Eq.3.7) e a respiração aeróbia (Eq. 3.8) predominam na zona aeróbia, com H₂O como doador de elétron na fotossíntese e oxigênio molecular como receptor final de elétron na respiração aeróbia:



A degradação da matéria orgânica pela respiração aeróbia é eficiente em termos de transferência de energia. No entanto, devido à condição anóxica predominante nas terras úmidas, processos anaeróbios, menos eficientes em termos energéticos, ocorrem conjuntamente aos processos aeróbios.

Dois dos principais processos anaeróbios são fermentação ácida (Eq. 3.9) e fermentação metanogênica (Eq. 3.10). Na fermentação ácida, os compostos orgânicos hidrolizados são convertidos em ácidos orgânicos (acético, propiônico e butírico) por bactérias anaeróbias produtoras de ácido. Após serem neutralizados pela ação tamponadora de bicarbonato presente na solução, os ácidos orgânicos, produtos do primeiro estágio, são bioquimicamente transformados em metano pela ação de bactérias metanogêneas (OLIVEIRA, 1983, 1990; van HAANDEL & LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997). Essa segunda fase é conhecida como fermentação metanogênica



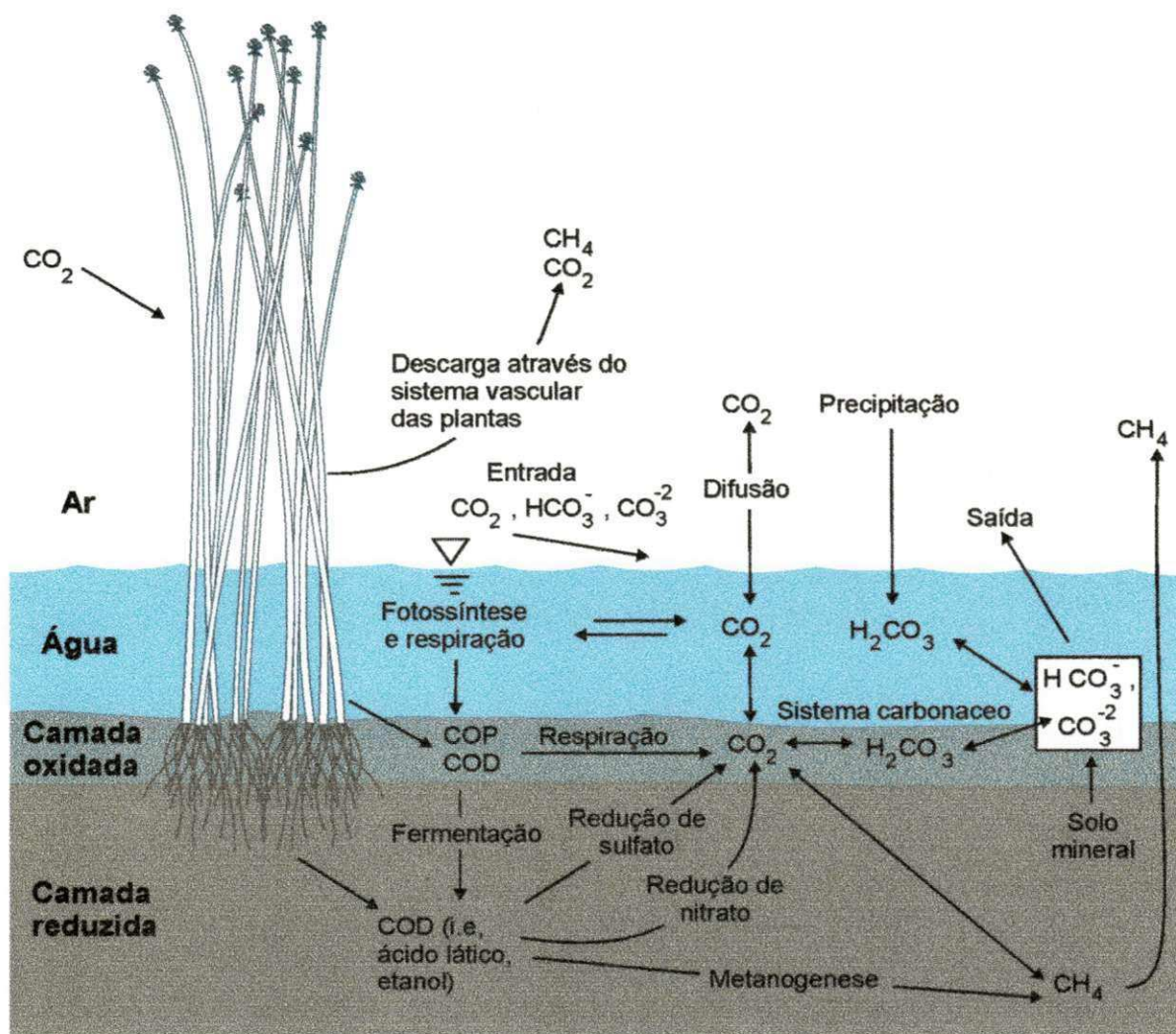


Figura 3.5 – Transformações de carbono em terras úmidas.

Fonte: Adaptado de KNIGHT et al. (1999) e MITSCH & GOSSELINK (2000).

Nos solos das terras úmidas, a fermentação pode ser realizada por bactérias anaeróbias estritas ou facultativas. Embora estudos de fermentação *in situ* nas terras úmidas sejam raros, considera-se que a fermentação tem papel central na produção de substratos para outras bactérias nos sedimentos de solos alagados (WIEBE et al., 1981). Ela representa um dos principais meios através dos quais as moléculas de carboidratos de maior peso molecular são reduzidas a componentes orgânicos de menor peso molecular, normalmente como carbono orgânico dissolvido, que são utilizáveis por outras bactérias (VALIELA, 1984).

Transformação do enxofre

Em ecossistemas de terras úmidas, o enxofre ocorre em diferentes estágios de oxidação, podendo ser encontrado isoladamente (enxofre elementar) e/ou combinado, formando principalmente sulfetos (forma mais reduzida) e sulfatos (forma mais oxidada). Como o nitrogênio, ele é transformado através de várias trajetórias mediadas por microrganismos (Figura 3.6). Em terras úmidas, o enxofre raramente está presente em concentrações muito baixas que venham a torná-lo um fator limitante ao crescimento das plantas ou dos animais.

As modificações sofridas pelos compostos de enxofre envolvem reações de natureza físico-química e também bioquímica que participam bactérias aeróbias e anaeróbias.

1. **dessulfurilação ou dessulfuração:** consiste na liberação de sulfetos e mercaptanas durante a degradação da matéria orgânica (proteínas e aminoácidos) por bactérias proteolíticas dos gêneros *Proteus*, *Veillonella* e *Clostridium* (MARA & PEARSON, 1986).
2. **redução assimilatória:** caracterizada pela conversão de sulfato (ou qualquer outra forma de enxofre inorgânico) para sulfeto, por ação catalizadora de plantas verdes, bactérias aeróbias e fungos (ANDERSON, 1978). O sulfeto formado é utilizado na produção de aminoácidos.
3. **redução dissimilatória:** em condições anaeróbias, as bactérias redutoras de sulfato à medida que degradam a matéria orgânica produzem sulfeto. A principal diferença entre a redução assimilatória e a redução dissimilatória é que, na primeira o sulfeto produzido é incorporado ao material celular, enquanto que na segunda ele é liberado para o meio ambiente (OLIVEIRA, 1990).

Entre os principais gêneros de bactérias redutoras envolvidas nas transformações dos compostos sulfurosos destacam-se *Desulfovibrio* (redutores de sulfato) e *Campylobacter* (redutoras de enxofre elementar). A oxidação biológica do sulfeto pode ser realizada por um número elevado de microrganismos, destacando-se as bactérias aeróbias *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Thiobacillus* e as anaeróbias *Chromatium* e *Chlorobium* (SHARPLEY, 1961; ESTEVES, 1998).

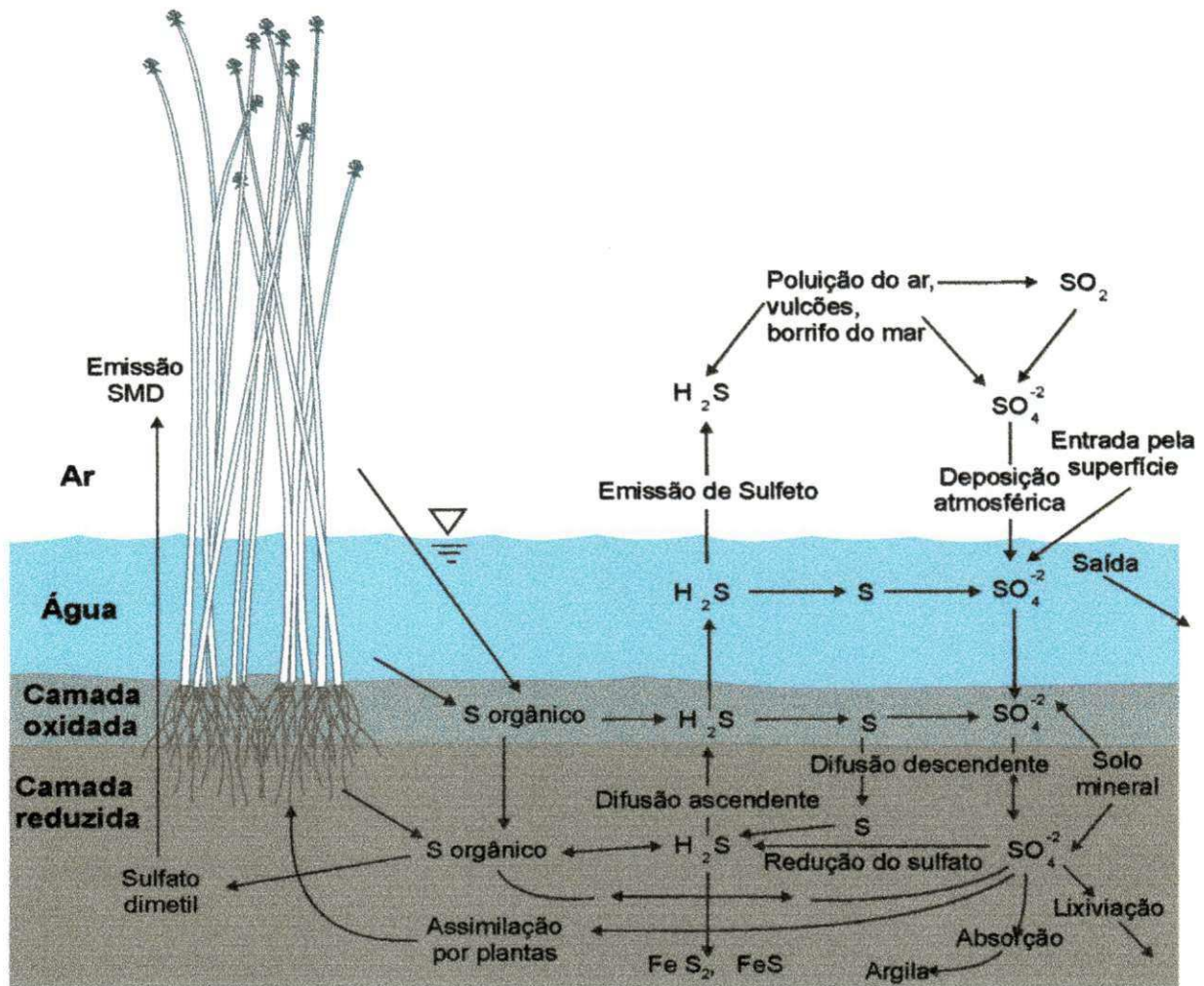


Figura 3.6 – Transformações do enxofre em terras úmidas.
 Fonte: Adaptado de KNIGHT et al. (1999) e MITSCH & GOSELINK (2000).

3.5 – Vegetação

Vários são os termos utilizados para se referir às plantas que crescem em terras úmidas, tais como: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares. O termo macrófitas aquáticas, que engloba as plantas aquáticas vasculares florescentes, os musgos e a maioria das algas marinhas (APHA et al., 1995) é o termo mais usado, apesar de muitos autores norte-americanos utilizarem o termo hidrófitas (ESTEVES, 1998).

As macrófitas aquáticas, como os outros organismos fotoautotróficos, exercem um processo de síntese de carbono orgânico a partir do carbono mineral na presença da energia solar. A biomassa formada subseqüentemente servirá de fonte de energia para os organismos heterotróficos (animais, bactérias heterótrofas e fungos). Como resultado do grande suprimento de luz, água e nutrientes disponíveis, as terras úmidas são ecossistemas com produtividade primária elevada e dentre os mais produtivos a nível mundial. Geralmente, associada a esta alta produtividade, há elevada atividade heterotrófica, isto é, grande capacidade de decomposição e transformação da matéria orgânica e de outras substâncias (WESTLAKE, 1963; BRIX, 1994).

Devido à diversidade de habitats nas terras úmidas, estima-se que mais de 5.000 espécies de plantas estão adaptadas a esses ecossistemas (HAMMER, 1997).

Wetzel (1983), com base na morfologia e fisiologia, classifica as macrófitas aquáticas em três grupos:

1. **macrófitas aquáticas emergentes** – crescem em solos saturados ou submersos com água, em geral possuem caule e folhas aéreas, vasta raiz e sistema de rizomas (*Acorus calamus* L., *Carex rostrata* Hopper ex Schkuhr, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, *Scirpus lacustris* L., *Typha latifolia* L.).
2. **macrófitas aquáticas flutuantes** – englobam as espécies enraizadas em sedimentos submersos com folhas flutuantes (*Nymphaea odorata* Willd., *Nuphar luteum* (L.) Sibth & Sm., *Hydrocotyle umbellata* L.) e as espécies não enraizadas ao substrato que flutuam livremente, dentro e acima da coluna d'água (*Lemna minor* L., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid., *Eichhornia crassipes* Solms).
3. **macrófitas aquáticas submersas** – têm seu tecido fotossintético inteiramente submerso, mas geralmente suas flores são expostas à atmosfera (*Elodea canadensis* Michx., *Hydrilla verticillata* F. Mull.).

A distribuição e a presença destes três grupos (Figura 3.7) são determinadas pela concentração dos nutrientes na água, pelo tipo de substrato onde estão fixadas, pela profundidade da lâmina d'água, pela presença ou ausência de correnteza, pela turbidez, por ataque de herbívoros e pela atividade humana (APHA et al., 1995).

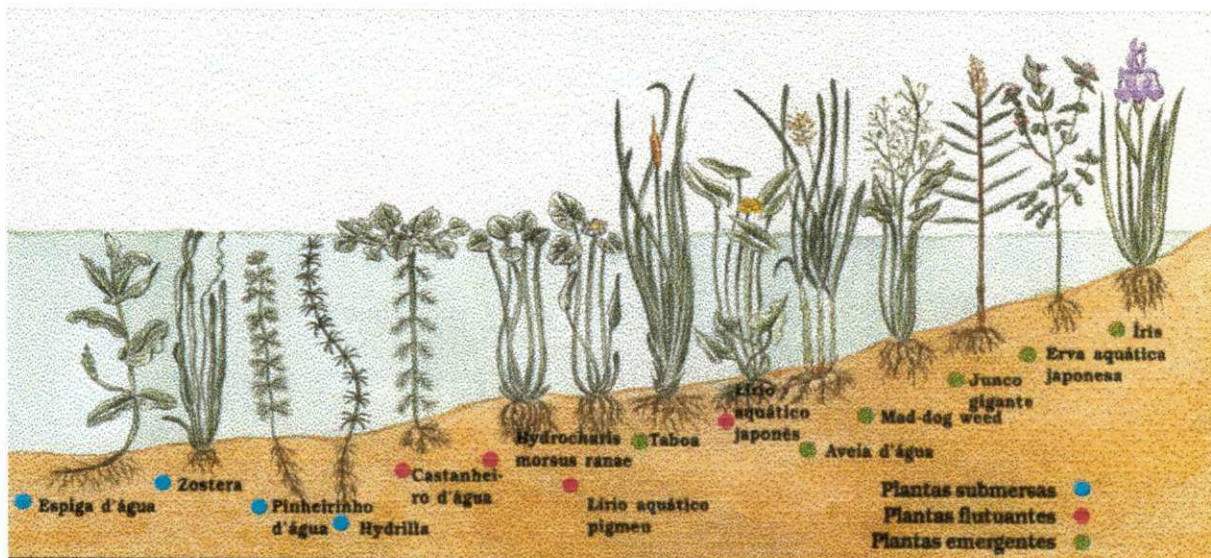


Figura 3.7 – Presença e distribuição de macrófitas.

Fonte: Abril livros (1995).

Todas as plantas enraizadas precisam de trocas gasosas para fornecer oxigênio para a respiração celular e para desprender gases, tal como CO_2 , que podem ter sido acumulados durante os processos metabólicos (VARTAPETIAN, 1978). As plantas também precisam de água para os processos bioquímicos, incluindo fotossíntese e transpiração, que auxiliam no transporte intracelulares de nutrientes e metabólicos. No entanto, o excesso de água representa estresse por causa da inibição da difusão dos gases e devido à presença de constituintes dissolvidos na água, demandam oxigênio e tendem a diminuir a disponibilidade de oxigênio dissolvido necessário para suprir o metabolismo da raiz (WHITLOW & HARRIS, 1979). A situação de alagamento e a limitação de oxigênio dissolvido também mudam rapidamente as propriedades do solo, permitindo a acumulação de gases e íons potencialmente tóxicos (GAMBRELL & PATRICK, 1978).

Para crescer nesta situação adversa, as plantas desenvolvem adaptações estruturais e fisiológicas. A primeira dessas estratégias de adaptação ao alagamento é o desenvolvimento dos aerênquimas na raiz e no caule, que permitem a difusão do oxigênio das partes aéreas para as raízes, transformando a porosidade dos tecidos, que varia de 2 a 7% do volume, para mais de 60% deste, após essa adaptação (MITSCH & GOSELINK, 2000). O movimento do oxigênio gasoso em direção às raízes ocorre por gradientes de concentração, criado pelo crescimento e divisão das minúsculas células da raiz; estas células liberam oxigênio para a rizosfera, gerando micro-regiões aeróbias no meio suporte, predominantemente anaeróbio

(TROTTER et al., 1994). Os aerênquimas também transportam os subprodutos da respiração, como metano e outros gases gerados no solo no sentido inverso, através das raízes, caule e folhas, a fim de liberá-los na atmosfera, reduzindo acumulações potencialmente tóxicas nas regiões das raízes em crescimento (MITCHELL et al., 1995). Em alguns casos, ocorre transporte de oxigênio suficiente apenas para compensar o metabolismo da raiz e não promove aeração adicional dos sedimentos circundantes, enquanto em outras situações há liberação para as populações microbianas circundantes (BRIX, 1990). O escape de oxigênio das raízes cria condições de oxidação em micro-regiões, que estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas (ARMSTRONG & ARMSTRONG, 1990).

Uma segunda adaptação é a formação de raízes acidentais, que se desenvolvem exatamente acima da zona anaeróbia, quando a planta está alagada. Estas raízes são capazes de funcionar normalmente num ambiente aeróbio extraindo oxigênio dissolvido e nutrientes da água, onde os gases e nutrientes estão mais disponíveis (KOZLOWSKI & RIKER, 1984). Outra adaptação estimulada pelo alagamento é o rápido alongamento do caule.

Tem sido observado que algumas macrófitas aquáticas resistem mais à anoxia na zona da raiz que outras espécies, permitindo um aumento na sobrevivência sob condições extremas, tais como picos nos níveis de alagamento, períodos muito chuvosos ou períodos muito secos. As explicações metabólicas desta adaptabilidade permanecem sem esclarecimento (JACKSON & DREW, 1984), assim como os mecanismos que expliquem todos os aspectos de tolerância ao alagamento continuam desconhecidos.

A sobrevivência de plantas em ambientes alagados é resultado do balanço entre o rigor da limitação de oxigênio e as adaptações disponíveis para responder ao pouco oxigênio. Assim, macrófitas aquáticas podem estar adaptadas a sobreviver e mesmo crescer em condições específicas de alagamento, tais como 3 meses por ano. No entanto, estas mesmas plantas podem não ser capazes de crescer ou sobreviver durante 5 meses de alagamento. Da mesma forma, podem possuir adaptações que permitam sobrevivência em águas de 30 cm de altura, mas podem não resistir a 60 cm de altura (GOSSELINK & TURNER, 1978).

Macrófitas em terras úmidas têm várias propriedades que fazem delas componentes essenciais ao processo de tratamento de águas. A mais importante é o efeito físico que as plantas exercem no substrato (controle de erosão, efeito de filtração, aumento da área para a

fixação de microrganismos), seguido do metabolismo das macrófitas (obtenção de nutrientes, liberação de oxigênio, etc.). Outra função de valor das macrófitas é o fornecimento de habitat para a vida selvagem e integração à paisagem (VYMAZAL et al., 1998).

A presença das macrófitas nas terras úmidas influencia na hidrologia do sistema, distribui e reduz a velocidade da água, criando melhor condição para a sedimentação de sólidos suspensos, reduz o risco de erosão e ressuspensão, aumenta o tempo de contato entre a água e as áreas de superfície da planta, além de atenuar a luz e limitar a produção de algas na água sombreada pela vegetação (SOMES et al., 1996).

Os caules e folhas de macrófitas, submersos na coluna d'água, contribuem para o aumento de superfície para a fixação dos biofilmes microbianos (CHAPPELL & GOULDER, 1994). O tecido das plantas é colonizado por densas comunidades de algas fotossintetizantes, bactérias e protozoários. Da mesma forma, as raízes e os rizomas enterrados no solo fornecem substrato para a fixação e crescimento de microrganismos (HOFMANN, 1986). Esses biofilmes, bem como os biofilmes de toda a superfície sólida imersa, incluindo macrófitas mortas, são responsáveis pela maioria dos processos que ocorrem nestes ecossistemas.

3.5.1 – *Typha* spp.

Macrófita aquática pertencente à ordem Pandanales, família Typhaceae, apresentando folhas lineares, com bainha bem desenvolvida, podendo ou não ter caule lenhoso. Além da Typhaceae, há outras duas famílias nesta ordem: Pandanaceae e Sparganiaceae (JOLY, 1993).

A Typhaceae (Figura 3.8) é constituída por plantas herbáceas perenes (altura entre 2 e 3 metros) crescendo em brejos, riachos, canais de irrigação e alagadiços em densas formações quase monoespecíficas. O caule é mais ou menos cilíndrico com uma porção rizomatosa rastejante e outra ereta que transporta as folhas. Estas são sésseis (não possuem pecíolo e bainha), lineares, longas e com nervação paralela. Possuem inflorescência em espigas compridas, na parte superior as masculinas e na inferior as femininas. Possuem fruto minúsculo e seco. Esta família contém o único gênero *Typha* que é de distribuição cosmopolita, sendo

encontrado em ambos os hemisférios nas regiões temperadas e tropicais (BRAGA, 1960; JOLY, 1993).



Figura 3.8 – Macrófita do gênero *Typha* sp.

A abundância na qual esta planta é encontrada, a facilidade com que vegeta, chegando a quatro cortes por ano, e a qualidade da celulose que fornece a torna de alto valor para a indústria de papel. Suas folhas são utilizadas em pequenas indústrias de fabricação de esteiras, cochins para arreios, assentos de cadeiras, camisas de garrafas, chapéus, cestas e sandálias. Os rizomas, grandes e carnosos, ricos em amido (46%) de sabor agradável, são comestíveis, utilizados na alimentação para substituir o palmito (na Austrália se faz um bolo doce com o rizoma que é muito apreciado) e tem propriedades medicinais (adstringente, diurético e emoliente). O pólen da flor é sucedâneo do licopólio, para uso farmacêutico e os filamentos (paina) do involúcro floral servem para enchimento de travesseiros, almofadas e acolchoados e a própria flor pode ser usada como ornamento (BRAGA, 1960; CORRÊA, 1978).

Segundo Lorenzi (1982), a macrófita do gênero *Typha* spp. (Figura 3.8) é popularmente conhecida como taboa, tabua, partasana, paineira-de-flecha, paineira-do-brejo, espadana, landim, capim-de-esteira, pau-de-lagoa, tabebuia, erva-de-esteira, paina-de-flecha.

A *Typha* spp. é uma planta aquática, muito freqüente nas margens de lagoas e represas, canais de drenagem e baixada pantanosa em geral, chegando a produzir 7 mil kg de rizoma por hectare. É planta inconveniente nos reservatórios d'água situados em zona de baixa precipitação ou de chuvas irregulares porque aumenta em cerca de 80% a evapotranspiração da água (PECKOLT, 1942; LORENZI, 1982).

A *Typha* spp é uma planta que tem elevados limites de saturação luminosa e suporta altas temperaturas. Caso estes índices sejam superados, estas plantas produzem altas taxas de transpiração com grandes perdas de água pelos estômatos para que a sua temperatura interna se reequilibre, cessando momentaneamente a fotossíntese (GUNTENSPERGEN et al., 1989).

3.5.2 – Arroz

O arroz (*Oryza sativa* L.), pertencente à família Graminea (Poaceae), é uma planta cosmopolita que pode viver tanto em clima tropical como sub-tropical. Sua origem tem sido atribuída ao continente asiático. No Brasil, entretanto, existem espécies silvestres de arroz que já eram utilizadas pelos índios. Alguns trabalhos citam o Maranhão como o Estado onde primeiro se deu o cultivo do arroz, em 1975. Entretanto, existem indícios de que o arroz tenha sido introduzido no País por volta de 1550 (STONE et al., 2001).

No Brasil, o arroz é produzido nos ecossistemas de várzea e de terras altas, sob diversos sistemas de cultivo. O sistema irrigado, com inundação controlada, ocupa 34% da área cultivada com arroz e é responsável por aproximadamente 60% da produção nacional, sendo predominante nas várzeas da Região Sul do País, onde é tradicionalmente conduzido em rotação com pastagem. Esse sistema apresenta produtividade média em torno de 5,5t/ha em suas diferentes modalidades de cultivos, isto é, convencional (semente seca em solo preparado a seco), cultivo mínimo, plantio direto, pré-germinado e transplântio. Nas demais áreas produtoras, situadas na região tropical, o uso de várzeas com e sem irrigação controlada é uma alternativa bastante comum. A área cultivada sem irrigação controlada corresponde a apenas 2% do total, respondendo por cerca de 1% da produção nacional, com produção média em torno de 2t/ha. A cultura de arroz no ecossistema de terras altas concentra-se na Região do Cerrado e, apenas ocupa cerca de 64% da área cultivada, respondendo por cerca de 39% da

produção nacional, em razão da produtividade média mais baixa de 1,8t/ha (VIEIRA, 1999; STONE et al., 2001).

3.6 – Biofilme

O termo biofilme é empregado para designar comunidades de microrganismos (bactérias e fungos) aderidas sobre uma superfície, que abriga, estabiliza e otimiza a vida do organismo (CHARACKLIS, 1984). A situação oposta é caracterizada pela vida livre dos microrganismos que podem nadar sem restrições no meio onde estão. Muitos organismos de vida livre, também chamados de planctônicos, podem optar pela vida em comunidade durante um determinado período do ciclo da vida e retornar à vida livre posteriormente (ODUM, 1969).

Existem várias teorias propostas para formação de biofilmes. A primeira foi descrita por Marshall et al. (1971), que ressaltam que a adesão é um processo que ocorre em duas fases: na primeira, o processo é ainda reversível, em função do processo de adesão do microrganismo na superfície ocorrer por forças de Van der Waals e atração eletrostática. Na segunda etapa, ocorre a interação física da célula com a superfície por meio de material extracelular de natureza polissacarídica ou protéica, produzida pela bactéria, que é denominada matrix de glicocálix, que suporta a formação de biofilmes. O glicocálix é produzido após o processo de adesão superficial, e vai fornecer condições de adesão do peptidoglicano das bactérias gram positivas e a parte externa da membrana externa das gram negativas (PARIZI, 1998).

Outra teoria sugere, para a formação de biofilmes, cinco etapas que podem ser colocadas na seguinte ordem: 1) condicionamento da superfície pela adsorção de material orgânico; 2) transporte de células e nutrientes para o sítio de aderência; 3) início do processo de adesão bacteriana, ainda reversível, por atração eletrostática; 4) crescimento celular, colonização e adesão irreversível e 5) o biofilme apresenta alta atividade metabólica, com liberação de algumas células localizadas na periferia (DUDDRIDGE & PRITCHARD, 1983; CHARACKLIS & COOKSEY, 1983; CHARACKLIS, 1984).

A teoria proposta por Notermans et al. (1991) sugere a formação do biofilme em três etapas: 1) fixação das bactérias; 2) consolidação das bactérias na superfície e 3) a colonização e crescimento das bactérias. Na etapa de consolidação, ocorre a produção de material extracelular que facilita a fixação dos microrganismos.

Vários fatores contribuem para a adesão de uma bactéria a determinada superfície e dependem não só da fisiologia do microrganismo, mas também da natureza do substrato (SURMAN et al., 1996).

O biofilme facilita muito a vida e a reprodução das bactérias, uma vez que garante a sobrevivência e crescimento da colônia em ambientes instáveis e com fluxo constante de líquidos. Pode-se atribuir ao biofilme uma série de vantagens para a colônia, como a melhor comunicação entre células, em função da solução de continuidade entre elas, facilitando as atividades bioquímicas (FRANK & KOFI, 1990; MOSTELLER & BISHOP, 1993). As vantagens podem ser assim descritas:

1. melhor proliferação resultante da melhor comunicação entre elas; por exemplo, há casos de aumento da atividade biodegradativa por colônias mistas,
2. melhoria do acesso a nichos e recursos que poderiam ser utilizados por células isoladas; por exemplo, cita-se a capacidade de bactérias formarem colônias esféricas no interior das quais a atividade enzimática hidrolítica é otimizada,
3. defesa coletiva contra fatores antagônicos; por exemplo tem-se maior resistência de colônias aos agentes oxidativos e a antibióticos, em situações em que células individuais seriam dizimadas
4. aumento da sobrevivência da colônia pela diferenciação em tipos distintos de células; por exemplo, as colônias podem formar células distintas mais resistentes ao ataque por fagos, ao efeito de antibióticos e à dessecação.

3.7 – Terras úmidas como método de tratamento de águas poluídas

Devido ao pouco valor dado às terras úmidas e à associação com ambientes insalubres, por muitos anos as terras úmidas naturais foram usadas como receptores de esgotos, sendo que estas descargas não controladas levaram à degradação irreparável de várias

áreas inundadas (WENTZ, 1987). No entanto, potencialmente, foi observado que ocorria uma melhora na qualidade da água a jusante (DAHAB et al., 2001).

Durante as últimas duas décadas, houve um crescimento no conhecimento e uma mudança de atitude (WILLIAMS, 1993). Nos Estados Unidos, nos anos 70 do século XX, a crescente disposição de esgotos em brejos e pântanos estimulou o estudo do papel que as terras úmidas naturais exerciam no tratamento das águas residuárias, particularmente nas regiões onde eles eram encontrados em abundância (estados da Flórida e Michigan). Foram reconhecidos os benefícios que elas proporcionam, tais como controle e suprimento de água (recarga de aquíferos, irrigação, controle de enchentes, tratamento de água), controle de erosão, preservação da flora e fauna, entre outros (MITSCH & GOSSELINK, 2000; LARSON, 1990; SATHER et al., 1990).

Já na Europa, em 1952, os cientistas alemães iniciaram algumas investigações sobre o uso de bacias construídas (terras úmidas construídas) contendo macrófitas para purificação de águas residuárias. Uma pesquisa pioneira conduzida por Kathe Seidel, no Max Planck Institute em Poen (IWA, 2000), estudou o comportamento de macrófitas emergentes, em particular *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla., tendo sido evidenciado que as plantas contribuem para reduzir bactérias e materiais orgânicos e inorgânicos. Este processo foi traduzido num sistema de macrófitas com leito de pedra que se tornou conhecido como “o processo do Instituto Max-Planck” (BRIX, 1994). O desenvolvimento de terras úmidas construídas continuou na Europa através de vários trabalhos, destacando-se o de Kickuth (1977), com a execução da primeira terra úmida construída em escala real, para tratar águas residuárias, na Alemanha (KICKUTH, 1977).

Essas observações pioneiras se traduziram em vários conceitos, dentre eles o mais recente de “biofilme”. Este termo é empregado para designar colônias mistas de microrganismos, principalmente bactérias e fungos, imobilizadas e adsorvidas sobre uma matriz orgânica fixada ao substrato sólido, que abriga, estabiliza e otimiza a sobrevivência dos microrganismos, facilitando o efeito de biodegradação do material orgânico pelas bactérias, fungos e actinomicetos. Este biofilme é abundante na rizosfera, pelo aumento da área oferecido pelas raízes das plantas, embora também se desenvolva em superfícies sem vegetação (BRIX & SCHIERUP, 1990).

As terras úmidas construídas continuaram a ser estudadas através de trabalhos de DeJong (1976) na Holanda, Brix (1987) na Dinamarca, Vymazal (1989) na República Tcheca, Boutin (1987) na França, Haberl & Perfler (1990) na Áustria, Cooper & Findlater (1990) no Reino Unido, entre outros. A atração para este tipo “artificial” de terras úmidas na Europa é devida a dois fatores principais: (1) existem poucas terras úmidas naturais na Europa e as que existem estão protegidas e (2) o espaço é muito mais valorizado na Europa e as terras úmidas subsuperficiais requerem menos área de terra para a sua construção (IWA, 2000).

As duas abordagens, uma utilizando terras úmidas naturais e a outra usando sistemas artificiais, convergiram para o atualmente denominado “tratamento em terras úmidas”.

Hoje, a literatura (FINLAYSON et al., 1987; PEVERLY et al., 1992; HABERL et al., 1998; KNIGHT et al., 1999; KANTAWANICHKUL et al., 2001; MURRAY-GULDE et al., 2003) evidencia que tanto as terras úmidas construídas quanto as terras úmidas naturais são usadas no tratamento de:

- águas de abastecimento captadas de rios e lagos poluídos;
- águas residuárias contendo metais pesados;
- águas residuárias domésticas, em nível primário, secundário e/ou terciário;
- águas residuárias provenientes de atividades industriais e agrícolas;
- águas produzidas por campo de petróleo;
- águas subterrâneas com alto teor de nitratos;
- drenagens ácidas provenientes de atividades de mineração;
- efluentes provenientes de aterros sanitários (chorume);
- lodos produzidos no tratamento biológico convencional (redução de volume e estabilização).

Terras úmidas construídas e naturais podem ser usadas para melhorar a qualidade da água, embora os objetivos sejam bastante diferentes: o objetivo das terras úmidas construídas é reduzir os poluentes de águas contaminadas e fortemente poluídas para uma concentração pré-definida, enquanto o tratamento através de terras úmidas naturais tem como objetivo primário limitar a concentração de poluentes até um nível que previna danos ecológicos (KEENAN & LOWE, 2001).

As Tabelas 3.1 e 3.2, respectivamente, apresentam um resumo cronológico de algumas pesquisas, em escala experimental e real, do uso de terras úmidas naturais e terras úmidas construídas para melhoria da qualidade da água.

Tabela 3.1 – Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala experimental, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas.

Data	Local e autor	Enfoque do trabalho
1952-1970	Max Planck Institute, Plon, Alemanha Seidel	Sistema de terras úmidas em 2 estágios, escoamento vertical seguido de horizontal, cultivo <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud, e <i>Schoenoplectus Lacustris</i> (L.) Palla., em brita como meio suporte, tratando águas residuárias brutas.
1952-1970	Max Planck Institute, Plon, Alemanha Kickuth	Escoamento superficial horizontal; 1 estágio, solo como meio suporte e vegetação <i>Phragmites australis</i> , (Cav.) Trin. ex Steud, tratando águas residuárias pré-tratadas.
1967-1972	Morehead City, NC, EUA Odum et al.	Reciclagem de efluentes municipais em sistemas de terras úmidas construídas em estuários e áreas salobras naturais, contendo vegetação litorânea e tratando águas residuárias brutas.
1971-1975	Woods Hole, MA, EUA Valiela et al.	Potencial de pântanos naturais salgados para remover nutrientes, metais pesados e matéria orgânica.
1972-1977	Porter Ranch, MI, EUA Kadlec et al.	Tratamento de águas residuárias em sistema natural de terras úmidas (floresta).
1973-1975	Seymour, WI, EUA Spangler et al.	Remoção de poluentes em terras úmidas construídas cultivadas com macrófitas emergentes.
1973-1976	Brookhaven, NY, EUA Small et al.	Estudo de sistemas de lagoas, pântanos e campinas.
1973-1977	Gainesville, FL, EUA Odum et al.	Estudo do uso de terras úmidas naturais (arbóreo, <i>Cipressus</i>) para reciclagem de águas residuárias.
1974-1975	Brillion, WI, EUA Spangler et al.	Pântano natural e construído foram testados para a remoção de fósforo.
1974-1988	NSTL Station, MS, EUA Wolverton et al.	Terras úmidas de fluxo subsuperficial e substrato de brita para reciclar águas residuárias.

(CONTINUA)

(CONTINUAÇÃO)

Tabela 3.1 – Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala experimental, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas.

Data	Local e autor	Enfoque do trabalho
1975-1977	Trenton, NJ, EUA Whigham et al.	Pequenas áreas no pântano Hamilton, irrigadas com esgoto tratado.
1976-1979	Eagle Lake, IA, EUA Davis et al.	Estudo da assimilação de nutrientes em terras úmidas naturais recebendo águas de drenagem agrícola e esgoto doméstico.
1979-1982	Arcata, CA, EUA Gearheart et al.	Tratamento de águas residuárias.
1980-1984	Listowel, Ontário, Canadá Herskowitz et al.	Tratamento de águas residuária municipal em terras úmidas construídas, com variação nas condições de projeto e de operação
1981-1984	Santee, CA, EUA Gersberg et al.	Terras úmidas de fluxo subsuperficial no tratamento de águas residuárias.
1981	New S. Wales, Austrália Bavor et al.	Estudo do ciclo do nitrogênio em sedimentos de terras úmidas usadas para o polimento de águas residuárias.
1982	São Paulo, Brasil Salati et al.	Uso de terras úmidas na purificação de águas do rio Piracicamirim usando plantas aquáticas flutuantes.
1995-1999	Brisbane, Austrália Greenway	Estudo de biofilmes formados em terras úmidas de fluxo subsuperficial usadas para polimento de efluente de tratamento secundário.
1997-1998	Leon, Espanha Soto et al.	Estudo do papel da macrófita <i>Scirpus lacustris</i> L. em terras úmidas no verão e no inverno
1997-1998	São Paulo, Brasil Roston & Mansor	Leitos cultivados de fluxo subsuperficial tratando águas residuárias, usando brita como substrato, vegetados com <i>Typha latifolia</i> L. e <i>Eleocharis fistulosa</i> L. e TDH de 5 e 10 dias
1999	Dar es Salaan, Tanzânia Kaseva et al.	Terras úmidas de fluxo subsuperficial horizontal como polimento de efluente de reator UASB na estação de tratamento da Universidade de Lands.
1999	Paraíba, Brasil Sousa et al.	Estudo da remoção de matéria orgânica e fósforo em sistemas de terras úmidas de fluxo subsuperficial Com substrato de areia e vegetado com <i>Typha</i> .sp.

(CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 3.1 – Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala experimental, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas.

Data	Local e autor	Enfoque do trabalho
1999	Santa Catarina, Brasil Sezerino & Philippi	Terras úmidas tratando esgotos gerados em uma propriedade rural, usando como meio suporte para as plantas (Capim roxo) camadas de casca de arroz, areia, brita e solo argilo-arenoso.
1999-2000	Porangaba, SP, Brasil Salati et al.	Estudo de terras úmidas como polimento de água destinada ao abastecimento.
1999- 2001	Jinja, Uganda Kiwanuka et al.	Tratamento de águas residuárias domésticas e reúso em áreas agrícolas, usando <i>Cyperus papyrus</i> L. e <i>Phragmites mauritimus</i> Mabilie.
2000	Paraíba, Brasil Ceballos et al.	Terras úmidas construídas (fluxo subsuperficial, substrato de brita e vegetada com <i>Typha</i> sp.) tratando águas superficiais poluídas com esgoto doméstico.
2000- 2001	Newcastle upon Tyne, Inglaterra Baptista et al.	Estudos dos mecanismos de remoção do carbono em terras úmidas de fluxo subsuperficial.
2000- 2001	Ceará, Brasil Silveira Neto	Terras úmidas no polimento de efluente de esgotos de indústrias têxteis, usando forrageiras halófitas em Substrato de brita e areia.

Fonte: Adaptado de COOPER (1993); HABERL et al. (1995); MITCHELL et al. (1995); KADLEC & KNIGHT (1996); HEGEMANN (1996), Silveira Neto (2003), Anais 7th e 8th International conference on wetland systems for water pollution control.

Tabela 3.2 – Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala real, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas.

Data	Local do experimento	Enfoque do trabalho
1972	Ballaire, MI, EUA	Descarte de águas residuárias municipais em sistema natural de terras úmidas (floresta).
1973	Mt. View, CA, EUA	Terras úmidas construídas para tratamento de águas residuárias.
1974	Othfresen, Alemanha	Terras úmidas construídas tratando águas residuárias com base no método de R. Kickuth.

(CONTINUA)

(CONTINUAÇÃO)

Tabela 3.2 – Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala real, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas.

Data	Local do experimento	Enfoque do trabalho
1975	Mandan, ND, USA	Terras úmidas construídas para tratar águas de escoamento superficial e águas residuárias pré-tratadas de refinaria de óleo - Amoco Oil Company
1977	Lake Buena Vista, FL, EUA	Terras úmidas naturais (florestas) no tratamento avançado e disposição de 27.700m ³ /d de águas residuárias municipais.
1978	Houghton, MI, EUA	Pântano natural recebendo águas residuárias municipais durante o verão.
1979	Drummond, WI, EUA	Pântano recebendo efluente de uma lagoa facultativa.
1980	Show Low, AZ, EUA	Terras úmidas construídas para tratar águas residuárias municipais e aumentar habitat natural.
1984	Fremont, CA, EUA	Terras úmidas construídas para tratamento de águas pluviais urbanas em Coyote Hill.
1984	Incline Village, NV, EUA	Terras úmidas construídas para assimilação total de efluente municipal.
1984	Arcata, CA, EUA	Tratamento terciário de águas residuárias
1985	Projeto Kis-Balaton Hungria	Terras úmidas construídas para tratar águas residuárias; maior projeto em operação – 1.800 ha.
1987	Myrtle Beach, SC, EUA	Baias de terras úmidas naturais para tratamento de águas residuárias.
1991	Colombus, MS, EUA	Sistema de terras úmidas construídas tratando águas residuárias de moenda de polpa e papel.
1990	Bertrix, Província de Luxemburgo, Bélgica	Terras úmidas alimentadas com efluentes de lagoa de estabilização tratando águas residuárias.
1992	Akershus, Noruega	Terras úmidas construídas tratando chorume.
1993	Everglades, FL, EUA	Terras úmidas construídas para tratamento de águas de escoamento de chuva em áreas agrícolas.
1996	Nucice próximo de Praga Republica Tcheca	Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial tratando esgoto municipal de 650 pessoas numa área de 3.224 m ² .

(CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 3.2 – Retrospectiva histórica de pesquisas selecionadas, em escala real, sobre a aplicação de terras úmidas no tratamento de águas poluídas.

Data	Local do experimento	Enfoque do trabalho
1997	Nepal	Terras úmidas construídas com 261m ² , vegetada com <i>Phragmites karka</i> Trin. ex Stend., tratando águas residuárias de hospital com 45 leitos.
2000	Somerset, Inglaterra	Sistema de terras úmidas construídas compacto de fluxo vertical, tratando esgoto de duas residências com 8 pessoas.

Fonte: Adaptado de COOPER (1993); HABERL et al. (1995); MITCHELL et al. (1995); KADLEC & KNIGHT (1996); HEGEMANN (1996), Anais 7th e 8th International conference on wetland systems for water pollution control.

3.8 – Terras úmidas construídas

As terras úmidas construídas (TUC), como sistemas de tratamento, têm sido projetadas para utilizar e otimizar processos naturais envolvendo vegetação, solo e microrganismos associados (VYMAZAL et al., 1998). Nestes sistemas, como nos naturais, os poluentes são removidos através da combinação de processos físicos, químicos e biológicos otimizados, incluindo sedimentação, precipitação, adsorção de partículas no solo, assimilação pelo tecido das plantas e transformações microbianas (BRIX, 1993).

Segundo Matthys et al. (2000), as terras úmidas construídas podem ser classificadas, de acordo com o nível da água, em dois tipos: de fluxo subsuperficial e de fluxo superficial.

Nas terras úmidas de fluxo subsuperficial, a água residuária flui dentro do meio ou substrato, mantendo o nível da água abaixo da superfície. O fluxo subsuperficial pode ser horizontal ou vertical. Quando a terra úmida é do tipo subsuperficial horizontal, a água afluenta flui vagorosamente através do meio poroso sob a superfície do leito, numa forma mais ou menos horizontal, até o fluxo atingir a zona de saída. Quando é de fluxo subsuperficial vertical, ocorre que o fluxo vertical da água é preferencial ao horizontal e a água poluída deve ser aplicada em bateladas sobre toda a superfície das terras úmidas. O fluxo da água atravessa o meio permeável e a coleta é feita num nível inferior. A aplicação intermitente permite a completa drenagem, antes da próxima aplicação. Durante o período de inundação o ar é empurrado para o solo e, no período seco, o ar atmosférico entrará nos poros do solo,

aumentando assim a oxigenação do mesmo (BRIX, 1987, COOPER et al., 1996). Independente de ser horizontal ou vertical, este tipo de tratamento tem menos problemas com odores, com insetos ou com exposição ao público, sendo assim adequado para tratar chorume, águas residuárias de fazendas e alguns águas residuárias industriais (YANG & CHANG, 2000).

As terras úmidas de fluxo superficial são compostas de uma base rasa de solo ou outro meio para suportar as raízes da vegetação e de uma estrutura de controle que mantém o nível da água. A água, com uma profundidade relativamente rasa, flui através do sistema com a superfície exposta à atmosfera, sendo o oxigênio suprido por difusão através da superfície da água. As terras úmidas construídas, de fluxo superficial, foram desenvolvidas tomando como base o regime hidráulico das terras úmidas naturais (KADLEC & TILTON, 1979), logo ela parece e age como uma terra úmida natural, podendo fornecer habitat à vida selvagem, ter aspecto estético agradável, além de tratar águas poluídas. A superfície da água é aeróbia, ao passo que as águas profundas e o substrato são geralmente anaeróbios. A profundidade da água varia de alguns centímetros até um metro. Esses sistemas são de baixo custo de instalação e de hidráulica simples, incentivando seu uso na recuperação de águas de rios e lagos poluídos, descargas de terras agrícolas e tratamento secundário ou terciário de efluentes de esgotos (KRUZIC & WHITE, 1996), embora sua maior desvantagem seja a necessidade de maior quantidade de área que os de fluxo subsuperficial.

Brix (1993) classifica as terras úmidas construídas considerando a forma de vida das macrófitas dominantes, baseados em macrófitas flutuantes, submersas e emergentes, conforme apontado na Figura 3.7.

Sistemas de terras úmidas baseados em macrófitas flutuantes consistem de uma lagoa rasa na qual crescem espécies de plantas vasculares flutuantes livres e flutuantes enraizadas. A pouca profundidade e a presença de macrófitas aquáticas no lugar das algas é sua principal diferença das lagoas de estabilização. A presença de plantas é de grande significado prático já que o efluente é de melhor qualidade que o da lagoa de estabilização com tempo de detenção equivalente ou inferior (REDDY & SMITH, 1987).

O segundo tipo, de macrófitas submersas, utiliza macrófitas que vivem submersas em águas oxigenadas, não podendo ser usadas em ambientes de alto teor de matéria orgânica

porque a decomposição microbiana da matéria orgânica criará condições anóxicas (BAVOR et al., 1988). As plantas mais utilizadas são *Elodea* spp., *Myriophyllum* spp. e *Najas* spp.

As terras úmidas com macrófitas emergentes são aquelas cujas macrófitas têm, em geral, folhas e caules aéreos. A profundidade de penetração do sistema radicular e a utilização do volume de sedimento variam com as espécies. Todas as espécies estão morfologicamente adaptadas. As espécies de macrófitas emergentes mais comuns são *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, *Typha latifolia* L. e *Scirpus lacustris* L. (ARMSTRONG & ARMSTRONG, 1990; BRIX, 1994).

Nas terras úmidas construídas, de fluxo subsuperficial e superficial, as macrófitas aquáticas têm sido referenciadas por transportar aproximadamente 90% do oxigênio disponível na rizosfera (REDDY et al., 1989), surgindo condições aeróbias na zona de raízes, estimulando o desenvolvimento dos microrganismos autotróficos e heterotróficos, os quais participam da decomposição aeróbia da matéria orgânica e da nitrificação (BRIX, 1993).

Os nutrientes nitrogênio e fósforo são dois dos poluentes considerados importantes para remoção em sistemas de terras úmidas, pelo seu efeito eutrofizante nas águas naturais. O processo de remoção de nitrogênio inclui a sua utilização pelas plantas e por outros organismos vivos, amonificação (mineralização), nitrificação/desnitrificação e volatilização da amônia (BRIX, 1993). Os mecanismos de remoção de fósforo incluem adsorção, precipitação e transformações biológicas (SAKADEVAN & BAVOR, 1998). Entretanto, Adler et al. (1996) registraram que os principais mecanismos de remoção de nutrientes nas terras úmidas são a desnitrificação microbiana do nitrogênio e a adsorção de fósforo com hidróxidos de Fe, Al e Ca nos sedimentos.

3.9 – Relação de adsorção de sódio e condutividade elétrica

O sódio presente na água de irrigação pode ser adsorvido pelo solo levando ao seu endurecimento e impermeabilização. A quantidade de sódio prejudicial é estabelecida em função dos teores conjuntos de Cálcio e Magnésio, pois estes elementos agem no sentido de deslocar o sódio contido no solo, no processo conhecido como troca catiônica. A equação

3.10, desenvolvida pelo Departamento de Agricultura Norte-americano, é usada para determinar o grau de adsorção de sódio (RAS) pelo solo.

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} \quad (3.10)$$

Nesta equação, os constituintes são expressos em miliequivalentes por litro. RAS é uma expressão inglesa que significa: Sodium Adsorptions Ration (SAR), ou Razão de Adsorção de Sódio.

Esta relação, apesar de importante, não expressa toda a realidade sobre os possíveis prejuízos causados ao solo, pois águas com alto conteúdo de sais são prejudiciais, mesmo que a relação RAS seja baixa.

Condutividade elétrica

A salinidade de uma água é determinada medindo a sua condutividade elétrica. Esta variável é de grande importância e aplicabilidade quando se deseja quantificar os sais dissolvidos em uma água, principalmente quando a mesma foi utilizada na irrigação, pelo risco de salinização do solo.

O princípio básico para evitar a salinização de um solo é manter o equilíbrio entre a quantidade de sais que é fornecida ao solo, através da irrigação, com a quantidade de sais que é retirada através da drenagem. Em climas áridos, ou muito ventilados, a evaporação da água enriquece o solo com solutos, potencializando o risco da salinização. Da mesma forma, solos pouco permeáveis tendem a concentrar sais.

Independente da relação de adsorção de sódio, o teor absoluto de sais de uma água é um fator limitante de seu uso na agricultura, em que pese a grande variação de tolerância a sais por parte da vegetação. A salinidade total da água age tanto sobre o solo como sobre as plantas, interferindo em seu processo osmótico. Alguns constituintes isolados, como Boro, são tóxicos, mesmo em pequenos teores. O Departamento de Agricultura Norte-americano desenvolveu um diagrama que estabelece o risco devido à salinidade, em função, basicamente, de dois fatores: O índice RAS e o teor total de sais da água, estimado a partir de sua condutividade.

CAPÍTULO 4

MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi desenvolvida no período de Janeiro de 2000 a Setembro de 2002 nas dependências do *Campus* da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG, situado na região noroeste da cidade de Campina Grande (7° 13' 11" Sul e 35° 52' 31" Oeste), Estado da Paraíba. O sistema experimental foi instalado numa área próxima à Prefeitura do *Campus*.

O trabalho foi estruturado em duas etapas conduzidas de forma simultânea: na primeira, foi avaliado o efeito de um ecossistema natural de terras úmidas na qualidade da água de um córrego poluído com esgotos domésticos que atravessa o *Campus* Universitário. Na segunda, foram estudados dois sistemas de terras úmidas construídas, em escala-piloto, com diferentes tempos de retenção hidráulica, substratos e vegetações.

4.1 – Descrição do ecossistema natural de terras úmidas

O ecossistema natural de terras úmidas estudado (Figura 4.1), localizado dentro do *Campus* da UFCG, está inserido na bacia hidrográfica do rio Bodocongó (2.120ha). O ecossistema é alimentado por um córrego que drena as águas pluviais dos bairros Monte Santo, Jeremias e Bela Vista e perenizado pelas contribuições de esgotos domésticos de bairros residenciais não saneados ou com baixa cobertura de saneamento. Situado numa depressão do terreno, o ecossistema natural de terras úmidas possui área total de 7.660m²

(MEIRA, 1999). A jusante, se forma um riacho que, após percorrer cerca de 100m, atravessando o *Campus*, deságua no Açude de Bodocongó.

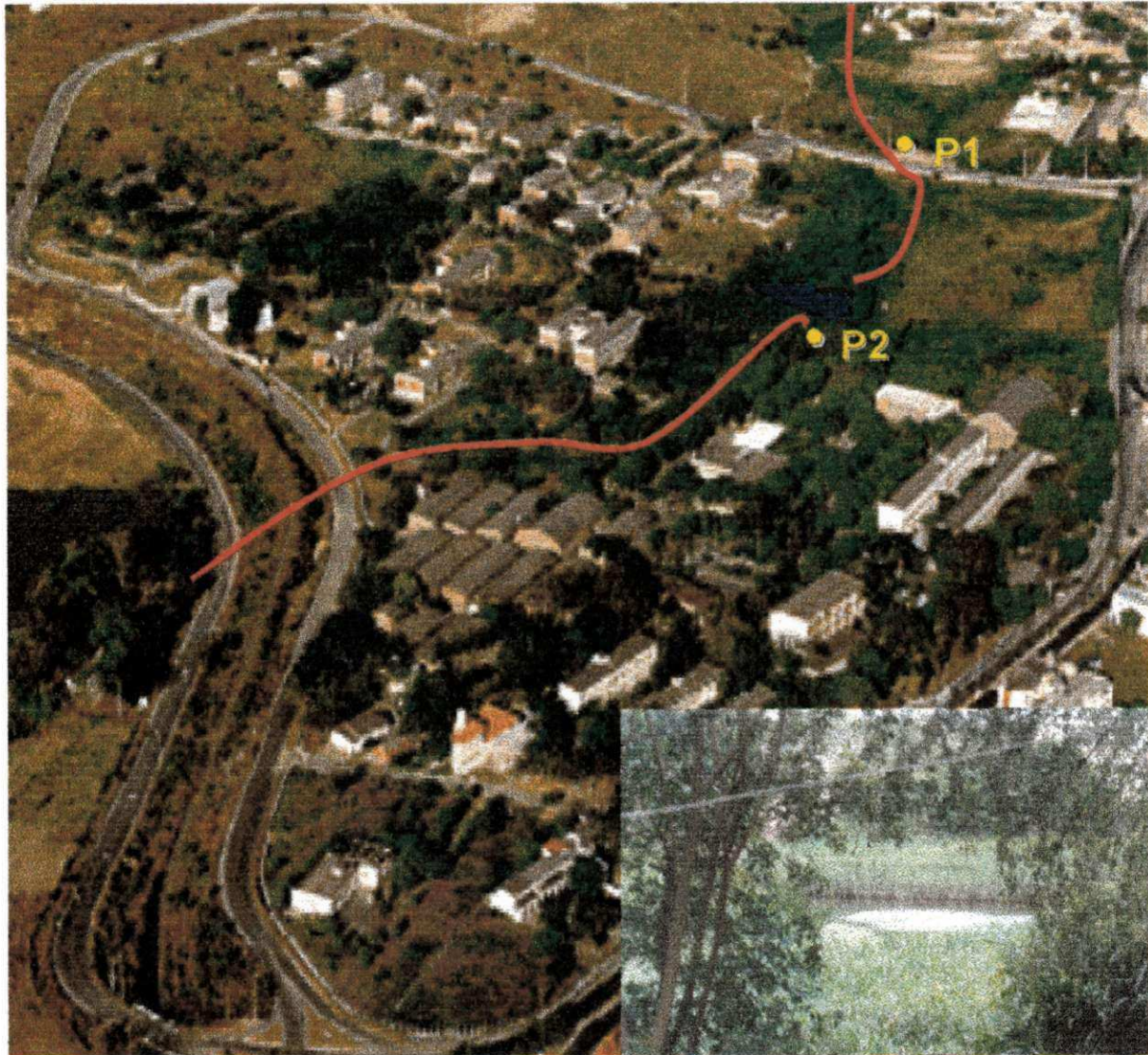


Figura 4.1 – Vista aérea do ecossistema natural de terras úmidas, situado no *Campus* da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB.

Para avaliar a eficiência deste ecossistema natural na purificação da água do córrego, foram demarcados 2 pontos de amostragem, um a montante (P1) e outro a jusante (P2) do ecossistema, onde foram coletadas amostras com frequência mensal e, quando possível, quinzenal, sempre no mesmo horário (em torno das 7h), no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

4.2 – Descrição dos sistemas de terras úmidas construídas

4.2.1 – Características físicas

O sistema de terras úmidas construídas foi constituído por tanques cilíndricos e por dispositivos de alimentação, de distribuição e de saída. Os tanques foram de cimento amianto com capacidade para 250 litros (diâmetro de 76,8cm, altura de 54cm e área interna de 0,44m²) e cada um preenchido até a altura de 40cm com substrato de brita ou areia.

A Figura 4.2 mostra o dispositivo de alimentação, composto por uma plataforma de madeira com 1,0 (um) metro de altura, sobre a qual foi colocado um balde plástico com capacidade de 30 (trinta) litros. Próximo ao fundo do balde, foi instalada uma torneira de ½” em cuja saída foi acoplada uma mangueira plástica flexível, com diâmetro de 25mm, conectada a um tubo de PVC de 75mm de diâmetro do dispositivo de distribuição.



Figura 4.2 – Dispositivo de alimentação para os tanques dos sistemas de terras úmidas construídas.

O dispositivo de distribuição (Figura 4.3) foi composto por um tubo de PVC de 75mm de diâmetro e 25cm de altura, vedado na sua extremidade inferior por um cape de PVC. A este cape foi conectado um tubo de PVC de $\frac{3}{4}$ " de diâmetro e 22cm de altura, seguido de uma conexão T e dois tubos de 17cm para cada lado, vedados nas extremidades com capes. Ao longo deles, foram feitos pequenos furos a cada 2,5cm, por onde o líquido a ser tratado era distribuído no substrato sólido.



Figura 4.3 – Dispositivo de distribuição de água para os tanques dos sistemas de terras úmidas construídas.

O dispositivo de saída do efluente (Figura 4.4) foi localizado no lado oposto à entrada, a 5cm da base do tanque. Foi constituído por um adaptador tipo flange, de 25mm, seguido por um joelho acoplado a um tubo de PVC de $\frac{3}{4}$ " de diâmetro e 14cm de altura, no qual foi instalada uma conexão tipo T onde, lateralmente, foi acoplada uma torneira de $\frac{3}{4}$ " (ponto de coleta do efluente) e, na extremidade superior, um outro tubo de PVC também de $\frac{3}{4}$ " com 14cm de altura, com a finalidade de adaptar uma conexão extravasora reguladora de nível d'água no interior do tanque.



Figura 4.4 – Dispositivo de saída para os tanques dos sistemas de terras úmidas construídas.

4.2.2 – Metodologia da pesquisa

Para esta investigação, foram montados dois sistemas experimentais de terras úmidas construídas: o primeiro, chamado de “Sistema de terras úmidas construídas I” (TUC-I), foi operado entre Janeiro de 2000 e Julho de 2001 e o segundo, “Sistema de terras úmidas construídas II” (TUC-II), entre Junho de 2001 e Setembro de 2002.

A alimentação dos tanques de terras úmidas construídas (TUC-I e TUC-II) foi realizada diariamente, às 17 horas, em regime de batelada, e de forma subsuperficial, à profundidade de 20cm do fundo do tanque, utilizando água do efluente do ecossistema natural de terras úmidas (Ponto P2). O volume diário de água de alimentação em cada tanque variou em função do tempo de detenção hidráulica (TDH) e do percentual de vazios do substrato.

Sistema de terras úmidas construídas I

No sistema de terras úmidas construídas I (Figura 4.5) foram definidos dois experimentos, ambos utilizando brita como substrato. No primeiro (experimento 1), conduzido de Janeiro e Dezembro de 2000, foram avaliados os três tempos de detenção hidráulica (5, 7 e 10 dias) e no segundo (experimento 2), de Janeiro a Julho de 2001, somente foram pesquisados os tempos de detenção hidráulica de 5 e 10 dias, uma vez que o tempo de detenção hidráulica de 7 dias apresentou resultados próximos aos encontrados para o tempo de detenção hidráulica de 5 dias.



Figura 4.5 – Vista do sistema de terras úmidas construídas I, recém-instalado, com detalhe do tanque.

No experimento 1, foram utilizadas 15 (quinze) unidades experimentais distribuídas entre os 3 (três) tempos de detenção hidráulica: 5 (cinco) tanques com TDH de 5 dias, 5 (cinco) com TDH de 7 dias e 5 (cinco) com TDH de 10 dias. No experimento 2, o sistema foi

constituído por 10 (dez) unidades experimentais, sendo 5 (cinco) para o tempo de detenção hidráulica de 5 dias e as demais com TDH de 10 dias. Em ambos os experimentos, para cada tempo de detenção hidráulica, 4 (quatro) unidades foram vegetadas com *Typha* sp. e 1 (um) controle, sem vegetação.

A Tabela 4.1 resume a terminologia adotada para os componentes do sistema TUC-I (experimentos 1 e 2). A identificação de cada unidade experimental seguiu notação baseada nas variáveis: TDH (5, 7 e 10 dias), substrato (brita - B), vegetação (*Typha* - T) e número das réplicas (1, 2, 3 e 4).

Tabela 4.1 – Terminologia adotada para o sistema experimental de terras úmidas construídas I (TUC-I).

Terminologia	TDH (dias)	Características
5B	5	Sem vegetação – controle
5BT1, 5BT2, 5BT3, 5BT4	5	Vegetado com <i>Typha</i>
7B	7	Sem vegetação – controle
7BT1, 7BT2, 7BT3, 7BT4	7	Vegetado com <i>Typha</i>
10B	10	Sem vegetação – controle
10BT1, 10BT2, 10BT3, 10BT4	10	Vegetado com <i>Typha</i>

TDH = Tempo de detenção hidráulica.

Sistema de terras úmidas construídas II

O sistema experimental de terras úmidas construídas II (Figura 4.6) foi constituído por 36 (trinta e seis) tanques de terras úmidas com os mesmos dispositivos de entrada, distribuição e saída descritos para o sistema TUC-I. Foram pesquisados os tempos de detenção hidráulica de 5 e 10 dias. Para cada um destes tempos, foram utilizados 18 (dezoito) tanques, sendo que metade (nove) recebeu substrato de brita de 19mm e os restantes receberam substrato de areia lavada. Em cada substrato, 3 (três) unidades experimentais de terras úmidas foram vegetadas com *Typha* sp., 3 (três) com arroz (*Oryza sativa* L.) e 3 (três) não receberam vegetação (controles). A Figura 4.6 mostra o sistema TUC-II no início de operação.

O sistema, TUC-II, foi estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002 e foi realizado um experimento (experimento 3). Esse experimento compreendeu o estudo de dois ciclos vegetativos consecutivos da *Typha* (de Junho/2001 a Fevereiro/2002 e de Março/2002 a Setembro/2002), diferenciados pelo corte da vegetação, ocorrido em 08 de

março de 2002. Simultaneamente, foram estudados quatro ciclos vegetativos consecutivos do arroz (*Oryza sativa*). Nos primeiro (de Junho a Setembro/2001), terceiro (de Fevereiro a Maio/2002) e quarto (de Junho a Setembro/2002) ciclos, foram utilizadas mudas transplantadas. No segundo ciclo (Outubro/2001 a Janeiro/2002), após a colheita do 1º ciclo, foi efetuado um corte na vegetação e acompanhado o rebrote.



Figura 4.6 – Vista do sistema de terras úmidas construídas II, em fase de operação.

A terminologia adotada para o sistema TUC-II é apresentada na Tabela 4.2, contendo informações sobre o TDH (5 e 10 dias), o substrato (brita – B e areia – A), tipo de vegetação (*Typha* – T e arroz – A) e número de replicas (1, 2 e 3).

Tabela 4.2 – Terminologia adotada para o sistema experimental de terras úmidas construídas II (TUC-II).

Terminologia	TDH (dias)	Substrato	Característica
5B1, 5B2, 5B3	5	Brita	Sem vegetação – controle
5BT1, 5BT2, 5BT3	5	Brita	<i>Typha</i>
5BA1, 5BA2, 5BA3	5	Brita	Arroz
5A1, 5A2, 5A3	5	Areia	Sem vegetação – controle
5AT1, 5AT2, 5AT3	5	Areia	<i>Typha</i>
5AA1, 5AA2, 5AA3	5	Areia	Arroz
10B1, 10B2, 10B3	10	Brita	Sem vegetação – controle
10BT1, 10BT2, 10BT3	10	Brita	<i>Typha</i>
10BA1, 10BA2, 10BA3	10	Brita	Arroz
10A1, 10A2, 10A3	10	Areia	Sem vegetação – controle
10AT1, 10AT2, 10AT3	10	Areia	<i>Typha</i>
10AA1, 10AA2, 10AA3, 10AA4	10	Areia	Arroz

TDH = Tempo de detenção hidráulica.

A Tabela 4.3 apresenta, de forma resumida, o conjunto de experimentos realizados nos sistemas de terras úmidas construídas I e II.

Tabela 4.3 – Experimentos realizados nos sistemas de terras úmidas construídas I e II (TUC I e TUC II).

Sistema	Experimento	Vegetação	Substrato	Ciclo	Comentários
TUC-I	1	<i>Typha</i>	Brita	-	Plantio: 22/12/99 TDH (dias): 5,7 e 10 N.º replicatas: 4 Término: 13/12/00
	2	<i>Typha</i>	Brita	-	Plantio: 22/12/99 TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 4 Término: 06/07/01 (CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 4.3 – Experimentos realizados nos sistemas de terras úmidas construídas I e II.

Sistema	Experimento	Vegetação	Substrato	Ciclo	Comentários
TUC-II	3	<i>Typha</i>	Brita e areia	1°	Plantio: 02/06/01 TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 3 Corte: 08/03/02
				2°	TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 3 Término: 07/09/02
		Arroz	Brita e areia	1°	Transplântio: 02/06/01 TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 3 Corte: 02/10/01
		Arroz	Brita e areia	2°	Rebrote: 03/10/01 TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 3 Término: 19/01/02
		Arroz	Brita e areia	3°	Transplântio: 20/01/02 TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 3 Término: 03/06/02
Arroz	Brita e areia	4°	Transplântio: 04/06/02 TDH (dias): 5 e 10 N.º replicatas: 3 Término: 07/09/02		

TDH = Tempo de detenção hidráulica.

Volume de alimentação

Para determinar a vazão diária de água de alimentação (Q), em m³, foram levadas em considerações as equações (4.1) e (4.2).

ou seja:

$$Q = \frac{V}{TDH} = \frac{V_s \times C_o}{TDH} \quad (4.1)$$

e

$$V_s = \frac{\pi}{4} d^2 h_s \quad (4.2)$$

onde,

Q : vazão diária de alimentação

V : volume do tanque

Vs : volume preenchido com substrato, em m³

Co : percentual de vazios do substrato

TDH : tempo de detenção hidráulica, em dias

d : diâmetro da terra úmida, em m

h_s : altura preenchida com substrato, em m.

A Tabela 4.4 apresenta as vazões de alimentação (vazões afluentes) dos sistemas TUC-I e TUC-II, calculados com base nos índices de vazios dos substratos utilizados (brita ou areia). Estes índices foram determinados pelo Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil da UFCG, através de ensaios de determinação do peso específico aparente de um solo (com umidade) e do peso específico aparente de um solo seco (sem umidade).

Tabela 4.4 – Vazões afluentes para os substratos e tempos de detenção utilizados nos sistemas TUC-I e TUC-II.

TDH (dias)	Vazão de alimentação (L/dia)	
	Brita (Co = 0,47)	Areia (Co = 0,43)
5	17,4	16,7
7	12,4	11,9
10	8,7	8,4

Co = percentual de vazios

4.3 – Tipos de vegetação usados nos sistemas de terras úmidas construídas

Typha sp.

Os propágulos de *Typha* sp. foram obtidos no ecossistema natural terras úmidas, adjacente ao sistema experimental. Antes de serem transplantados, foram podados a cerca de 20cm das raízes e os materiais aderidos às raízes foram cuidadosamente retirados através da

lavagem na água do próprio córrego. Cada tanque, das TUC-I e TUC-II, a ser vegetado recebeu 8 (oito) propágulos (Figura 4.7), o equivalente a 20 (vinte) propágulos/m².

Como características do crescimento da *Typha*, foram avaliadas a altura (H) e o número de brotos (NB). A altura (H) foi medida a partir do nível do substrato até a extremidade da folha mais alta, após todas elas serem colocadas na vertical, conforme o procedimento descrito por Vieira & Carvalho (1994). As avaliações foram mensais no dia seguinte à coleta de amostras dos efluentes para as análises físicas, químicas e microbiológicas.



Figura 4.7 – *Typha* sp. no momento do plantio nos sistemas de terras úmidas construídas.

Arroz

O arroz (*Oryza sativa* L.) foi semeado em casa de vegetação em copos descartáveis, de 350mL; cada copo era provido de 4 furos na base e continha 315g de substrato (236g de solo e 79g de húmus de minhoca) até 1cm da borda, para evitar perdas de solo e de água durante a irrigação (Figura 4.8). Previamente à semeadura, foi feita a saturação do substrato com água para facilitar a germinação. Em cada recipiente foram semeadas 5 (cinco) sementes, a uma profundidade de aproximadamente 1,0cm. A água de irrigação era proveniente do sistema de abastecimento público e, para manter a umidade do substrato próxima à capacidade de campo, os recipientes eram irrigados duas vezes por dia. A germinação ocorreu 5 dias após a semeadura. O transplantio das mudas foi efetuado 20 (vinte) dias após a semeadura. Em cada unidade experimental foram transplantadas 8 (oito) plantas.



Figura 4.8 – Arroz semeado em casa de vegetação pronto para ser transplantado nos sistemas de terras úmidas construídas.

As características avaliadas no arroz foram: a altura da parte aérea (H), número de panículas (NP_n) e peso de 100 grãos (P_{100}). A avaliação da altura (H) seguiu o procedimento descrito por Vieira & Carvalho (1994) e foi realizada com frequência mensal, enquanto que as demais variáveis foram avaliadas na época da colheita. Foram coletadas três amostras de 100 grãos (constituindo uma repetição), para obtenção do peso de 100 grãos (P_{100}). As amostras foram acondicionadas em embalagens plásticas para não perder a umidade. Uma vez obtidos os pesos observados (P_o) das amostras, as sementes foram postas para secagem em estufa a 60°C ($\pm 1^\circ\text{C}$), pelo tempo necessário para perder a umidade, a fim de se obter o peso da matéria seca constante (P_s) e, conseqüentemente, o peso corrigido (P_c) para uma umidade padrão ($U_p = 13\%$), utilizando-se das Equações 4.3 e 4.4 contidas em Medeiros (1995) e Gomes (1998).

$$U = \frac{P_o - P_s}{P_s} \times 100 \quad (4.3)$$

$$P_c = \frac{P_o(100 - U)}{100 - U_p} \quad (4.4)$$

onde,

- U : umidade observada na amostra, em %
Po : peso observado em 100 grãos, em g
Ps : peso seco de 100 grãos em estufa a 60°C, em g
Pc : peso seco de 100 grãos corrigido, em g
Up : umidade padrão, 13%.

4.4 – Procedimentos de coleta e preservação de amostras

Os procedimentos de coleta e preservação de amostras de água seguiram as recomendações de APHA et al. (1995). As coletas das amostras, no afluente (P1) e efluente (P2) no ecossistema natural de terras úmidas, foram feitas nos primeiros 30cm da lâmina d'água e, nos sistemas de terras úmidas construídas, na torneira de ¾" especificamente colocada para este fim (ponto de coleta do efluente), após assepsia da mesma e descarga do líquido retido na tubulação. As coletas, nos dois tipos de terras úmidas, foram feitas manualmente e o líquido armazenado em recipientes específicos para as diferentes variáveis. Para as análises físicas e químicas, as amostras foram coletadas em recipientes plásticos limpos (tipo PET) de 2 litros. Para as análises microbiológicas, foram usados frascos de vidro âmbar, com capacidade de 1 litro, estéreis, de boca larga protegida com papel metálico. Todos os frascos eram identificados com o nome do ponto de coleta e a data de amostragem e acondicionados em caixas de isopor com gelo, a uma temperatura inferior a 10°C.

Para a determinação de oxigênio dissolvido, as amostras foram coletadas diretamente nos frascos universais de DBO, tomando-se o cuidado para evitar a formação de bolhas de ar, e fixadas com sulfato de manganês e alcali-iodeto-azida imediatamente após a coleta, segundo o método de Winkler modificação azida (APHA et al., 1995).

A temperatura das amostras foi medida no campo imediatamente após a coleta, nas garrafas destinadas às análises físicas e químicas, utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio marca Incoterm, com escala de 0 a 60°C e precisão de leitura de 0,1°C.

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AES/A) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande.

4.5 – Variáveis analisadas e métodos analíticos

As variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas e os respectivos métodos analíticos empregados estão relacionados na Tabela 4.5. Estes métodos seguiram as recomendações de APHA et al. (1995 e 1998).

Tabela 4.5 – Variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas no ecossistema natural de terras úmidas e nos sistemas de terras úmidas construídas.

VARIÁVEL	MÉTODO ANALÍTICO
Temperatura da água (°C)	Leitura direta com termômetro de filamento de mercúrio, escala de 0 a 60°C.
pH	Método potenciométrico, com medidor de pH marca ANALYSER, modelo 300, calibrado com soluções tampões de pH 7 e 9.
Fósforo total (mg P/L)	Método espectrofotométrico, técnica do ácido ascórbico e pré-digestão com persulfato de amônio. Leitura em espectrofotômetro COLEMAN a 880nm.
Ortofosfato solúvel (mg P/L)	Método espectrofotométrico usando amostras pré – filtradas (0,45µm) e leitura em espectrofotômetro COLEMAN a 880nm
Amônia (mg N/L)	Método semi-micro Kjeldahl, titulação com ácido sulfúrico à 0,02N.
Nitrato (mg N/L)	Método de salicilato de sódio com leitura a 420nm em espectrofotômetro COLEMAN.
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Método titulométrico de Winkler modificação azida.
Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)	Método dos frascos padrões, incubado a 20°C por 5 dias.
Demanda química de oxigênio (mg/L)	Método da refluxação fechada de dicromato de potássio.
Condutividade elétrica (µS/cm)	Método eletrométrico, com condutivímetro da marca ANALYSER, modelo 600 série 1751/95.
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	Método da titulação potenciométrica com solução de ácido sulfúrico à 0,02N. 0,02N.
Sódio (mg Na ⁺ /L)	Método fotométrico, em fotômetro de chama marca ANALYSER, modelo 910.
Potássio (mg K ⁺ /L)	Método fotométrico, em fotômetro de chama marca ANALYSER, modelo 910.
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	Método titulométrico de complexação com solução de EDTA 0,02N.
Cálcio (mgCaCO ₃ /L)	Método titulométrico de complexação com solução de EDTA 0,02N.

(CONTINUA)

(CONCLUSÃO)

Tabela 4.5 – Variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas no ecossistema natural de terras úmidas e nos sistemas de terras úmidas construídas.

VARIÁVEL	MÉTODO ANALÍTICO
Bicarbonato (mgCaCO ₃ /L)	Método titulométrico, com solução de ácido sulfúrico à
Magnésio (mgCaCO ₃ /L)	Método de cálculo, diferença entre a dureza total e a dureza de cálcio.
Cloreto (mgCl/L)	Método argentométrico de Möhr, com solução padrão de nitrato de prata, 0,0141 N.
Turbidez (UNT)	Método nefelométrico, com turbidímetro HACH modelo 2100A.
Sólidos totais (mg/L)	Método gravimétrico com secagem a 103-105°C em cápsula de porcelana.
Sólidos totais fixos (mg/L)	Método gravimétrico com ignição a 500±50°C em cápsula de porcelana
Sólidos totais voláteis (mg/L)	Método da diferença entre a secagem a 103-105°C e a ignição a 500±50°C.
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Método gravimétrico com filtros de fibra de vidro tipo Whatman GF/C e secagem a 103-105°C.
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	Método gravimétrico com filtros de fibra de vidro tipo Whatman GF/C e ignição a 500±50°C.
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	Método da diferença entre a secagem a 103-105°C e ignição a 500±50°C.
Sulfato (mg SO ₄ ²⁻ /L)	Método turbidimétrico, em espectrofotômetro COLEMAN 395-D (comprimento de onda de 420nm).
Coliformes termotolerantes (UFC/100mL)	Técnica da membrana filtrante, com meio de cultura m-FC e incubação a 44, 5°C (24h).
Estreptococos fecais (UFC/100mL)	Técnica da membrana filtrante, com meio de cultura KF-Streptococcus Agar (OXOID) e incubação a 37°C (48h).
Colifagos somáticos (UFP/100mL)	Técnica de plaqueamento direto em M-TSA, usando C-ATCC 13706 como cepa receptora.
Bacteriófagos F-específicos (UFP/100mL)	Teste da dupla camada de Agar, <i>E.coli</i> HS (pFamp)R como hospedeiro e soft agar para plaqueamento.

4.6 – Dados climáticos

Os valores diários de precipitação pluviométrica e temperatura, durante o período de estudo, foram fornecidos pelo Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba (LMRS-PB), obtidos do posto meteorológico da

EMBRAPA-CNPA-Campina Grande que está situado à cerca de 600m do campo experimental da pesquisa.

Para a delimitação das épocas de chuva e de seca, foi considerada a mudança da pluviosidade em torno de 50%, daquela do mês anterior ou posterior e sua permanência no mês seguinte. Procedimento semelhante foi adotado por Sansigolo (1989) e Ceballos (1995).

Com base nos índices pluviométricos mensais do município de Campina Grande, o período experimental estudado (Janeiro/00 a setembro/02) foi dividido em 3 (três) épocas chuvosas (C1, C2 e C3) e 3 (três) épocas de secas (S1, S2 e S3)

4.7 – Evapotranspiração

A evapotranspiração de referência (ET_o) horária (mm/h) foi calculada pelo método de Penman-Monteith com a parametrização proposta pela FAO-56 e ASCE, utilizando-se o software REF-ET da Universidade de Idaho (REF-ET, 2002).

4.8 – Procedimentos estatísticos

Num estágio inicial, foram estimados os parâmetros estatísticos descritivos: medidas de tendência central (o valor do ponto em torno do qual os dados se distribuem) e medidas de dispersão. A medida de tendência central determinada foi a média e as medidas de dispersão foram a amplitude (máximo e mínimo), o desvio padrão e a variância.

Para dar informação do todo, com base no conhecimento da amostra, foram aplicados métodos estatísticos de inferência. Em todos os testes empregados nas análises estatísticas, foi sempre considerado o nível de significância $\alpha = 0,05$. Como método estatístico de inferência foi aplicada a análise de variância (ANOVA) que permite testar se duas ou mais médias amostrais são ou não oriundas de populações com a mesma média paramétrica, com base na existência de diferença significativa entre elas.

Para verificar a normalidade dos dados, um dos pressupostos básicos da ANOVA, foi utilizado o método não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov. A estatística deste teste é

baseada na maior diferença entre a distribuição de frequência observada (dos dados) e a distribuição de frequência normal num determinado nível de significância.

Todos os experimentos seguiram um delineamento inteiramente ao acaso com número diferente de repetições (VIEIRA, 1999). Na análise dos dados experimentais foi aplicada análise de variância modelo I em diferentes níveis (dois, três e quatro fatores) dependendo do caso. A ANOVA modelo I testou os efeitos do tratamento fixado no experimento (SOKAL & ROHLF, 1981 e 1995).

No estudo do ecossistema natural de terras úmidas, no qual foram comparados dois pontos, sendo um a montante e outro a jusante desse ecossistema, foi aplicada ANOVA de dois fatores: primeiro foi testada a influência dos fatores *chuva* (C1, C2 e C3) e *amostra* (P1 e P2) e a seguir a influência dos fatores *seca* (S1 e S2) e *amostra* (P1 e P2).

No sistema experimental TUC-I foi aplicada ANOVA de três fatores, desta vez para testar a influência dos fatores *época* (C1 e S2 no experimento 1 e C1, S1 e C2 no experimentos 2), *TDH* (5, 7 e 10 dias no experimento 1 e 5 e 10 dias no experimento 2) e *amostra* (P2, controle e vegetado). Já no sistema experimental TUC-II, foi aplicada ANOVA de quatro fatores: os fatores *época* (S2, C3 e S3), *TDH* (5 e 10 dias), *vegetação* (controle e *Typha* e arroz) e *amostra* (P2, brita e areia).

Uma vez detectada a existência de diferenças significativas, surgiu a necessidade de serem identificadas as médias que diferiam dentro do conjunto. Para tanto, foi empregado o método GT-2 (modificado por Gabriel, 1978), que ilustra graficamente onde essas diferenças ocorreram. Este método apresenta a média e intervalos de comparação de um grupo de dados a um nível de significância pré-determinado e considera duas médias significativamente diferentes quando não ocorre interseção entre seus limites.

Nos procedimentos supracitados foram utilizados os fundamentos teóricos descritos por SOKAL & ROHLF (1981, 1995), o programa SPSS 9.0 e a planilha EXCEL 2000.

CAPÍTULO 5

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS

5.1 – Dados climáticos

A Figura 5.1 mostra a distribuição mensal das precipitações pluviométricas e das temperaturas do ar no Município de Campina Grande - PB, durante os anos de 2000, 2001 e 2002 comparadas com as normais climatológicas (média de 30 anos).

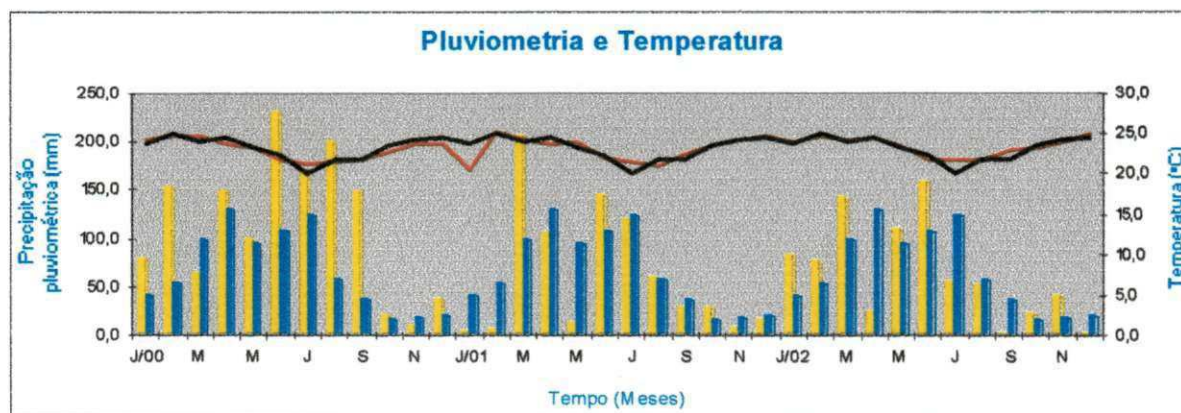


Figura 5.1 - Ciclo anual da precipitação pluviométrica e temperatura do ar no município de Campina Grande - PB. Precipitação pluviométrica: ■ mensal; ■ média climatológica. Temperatura do ar: — mensal; — média climatológica.

No ano de 2000, a altura pluviométrica foi de 1.365,1mm, 70% acima da normal climatológica (MARA-SNI-DNM, 1992), que é de 802,7mm para precipitação anual. Durante

os anos de 2001 e 2002, as precipitações pluviométricas anuais foram de 743,5mm e de 771,3mm, estando abaixo da normal climatológica em 7% e 4%, respectivamente.

Na época chuvosa C1 (Tabela 5.1), foi registrada a maior precipitação média mensal, de 144,1mm, do período estudado seguida pelas épocas chuvosas C2 (118,0mm) e C3 (99,1mm). Já na época de seca a maior pluviosidade ocorreu na época S3 (36,4mm), seguida pelas épocas S2 (28,7mm) e S1 (15,6mm).

Tabela 5.1 – Precipitação pluviométrica, média e total, nas épocas de chuva (C1, C2 e C3) e de seca (S1, S2 e S3) e meses que registraram menor e maior precipitação na cidade de Campina Grande-PB.

Épocas	n	Total	Precipitação pluviométrica (mm)				
			Média mensal	Menor		Maior	
				valor	mês	valor	mês
C1 Janeiro a Setembro/00	9	1296,9	144,1	98,6	Mai/00	232,2	Jun/00
S1 Outubro/00 a Fevereiro/01	5	78,2	15,6	4,3	Jan/01	38,0	Dez/00
C2 Março a Julho/01	5	589,8	118,0	13,3	Mai/01	207,1	Mar/01
S2 Agosto a Dezembro/01	5	143,7	28,7	8,9	Nov/01	59,8	Out/01
C3 Janeiro a Junho/02	6	594,2	99,1	24,8	Abr/02	158,5	Jun/01
S3 Julho a Setembro/02	3	109,1	36,4	2,3	Set/02	55,1	Jul/02

n= total de meses, Jan = janeiro, Mar = março, Abr = abril, Mai = maio, Jun = junho, Jul = julho, Set = setembro, Out = outubro, Nov = novembro, Dez = dezembro.

Os valores da temperatura do ar registrados como normais climatológicas (MARA-SNI-DNM, 1992) são 23,2°C para média anual, com mínima de 19,2°C e máxima de 27,5°C.

As médias anuais da temperatura do ar nos anos de 2000, 2001 e 2002 no município de Campina Grande foram de 23,1°C, 23,2°C e 23,6°C, respectivamente, sendo praticamente iguais às registradas como normais climatológicas. Nestes mesmos anos, as mínimas foram de 20,2°C, 20,3°C e 20,4°C e as máximas foram de 28,0°C, 28,9°C e 29,0°C, respectivamente, valores estes que ficaram cerca de 1°C acima das normais climatológicas.

A Tabela 5,2 mostra as médias, mínimas e máximas da temperatura do ar nas épocas de chuva (C1, C2 e C3) e de seca (S1, S2 e S3).

Tabela 5.2 – Médias, mínimas e máximas da temperatura do ar nas épocas de chuva (C1, C2 e C3) e de seca (S1, S2 e S3) na cidade de Campina Grande-PB.

Épocas	Temperatura Média	Mínima		Máxima.			
		n	°C	°C	mês	°C	mês
C1	Janeiro a Setembro/00	9	23,0	18,9	Jun/00	29,9	Mar/00
S1	Outubro/00 a Fevereiro/01	5	23,2	19,8	Ago/00	32,0	Fev/01
C2	Março a Julho/01	5	23,2	19,0	Jul/01	30,0	Mar/01
S2	Agosto a Dezembro/01	5	23,3	18,0	Ago/01	30,7	Nov/01
C3	Janeiro a Junho/02	6	23,9	19,4	Jun/02	30,7	Fev/02
S3	Julho a Setembro/02	3	22,3	18,7	Ago/02	29,2	Set/02

n = total de meses, Fev = fevereiro, Mar = março, Jun = junho, Jul = julho, Ago = agosto, Set = setembro, Nov = novembro.

5.2 – Sistema natural de terras úmidas

Os cálculos da média e da variância foram aplicados aos dados brutos das variáveis temperatura, pH, fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, DBO, alcalinidade total, bicarbonato, sódio, dureza, cálcio, magnésio, cloreto e turbidez. No entanto, somente após a aplicação da transformação logarítmica decimal, do tipo $\log Y$, aos dados de DQO, condutividade elétrica, potássio, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais, colifagos e bacteriófagos, e do tipo $\log(Y+1)$, aos dados de nitrato e de sólidos suspensos fixos, é que foram calculadas as médias e as variâncias. O uso de transformação se fez necessário para induzir a normalidade, a homogeneidade das variâncias e a aditividade (SOKAL & ROHLF, 1981 e 1995) em algumas variáveis que, após a aplicação preliminar do teste de Kolmogorov-Smirnov, demonstraram não possuí-las.

A investigação do sistema natural de terras úmidas (Janeiro/2000 a Junho/2002) foi realizada durante as épocas de chuva (C1, C2 e C3) e de seca (S1 e S2). Para avaliar o efeito da pluviosidade, durante as épocas de chuva e as épocas de seca, sobre as variáveis estudadas, foi aplicada a análise comparativa ANOVA, de dois fatores (*época* e *amostra*) a cada conjunto de épocas, independentemente (Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5).

Tabela 5.3 – Valores médios das variáveis nas épocas de chuva e de seca e reduções (R, %) entre pontos no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Junho de 2002.

Variáveis	Época de chuva			Época de seca				
		P1	P2	R	P1	P2	R	
T (°C)	C1	24,8	23,9	4	S1	25,2	23,1	8
	C2	22,4	21,7	3	S2	20,2	19,5	3
	C3	22,8	21,9	4				
pH	C1	7,78	7,62	2	S1	7,53	7,58	-1
	C2	7,43	7,35	1	S2	7,78	7,63	2
	C3	8,08	7,93	2				
PT (mgP/L)	C1	4,63	2,98	36	S1	4,01	3,98	1
	C2	3,29	3,13	5	S2	5,76	4,83	16
	C3	4,96	4,23	15				
Orto (mgP/L)	C1	2,50	2,09	16	S1	2,85	2,44	14
	C2	1,95	2,30	-18	S2	3,27	3,87	-18
	C3	2,40	3,13	-30				
Am (mgN/L)	C1	29,7	16,2	45	S1	36,6	22,2	39
	C2	29,6	24,7	17	S2	36,3	28,0	23
	C3	25,8	23,4	9				
Nit (mgN/L)	C1	0,46	0,30	35	S1	0,11	0,08	27
	C2	0,54	0,37	31	S2	0,43	0,15	65
	C3	0,05	0,06	-20				
DBO (mg/L)	C1	82	16	80	S1	98	13	87
	C2	72	19	74	S2	117	20	83
	C3	151	22	85				
DQO (mg/L)	C1	294	156	47	S1	221	95	57
	C2	198	97	51	S2	323	192	41
	C3	271	213	21				
CE (µS/cm)	C1	1843	1481	20	S1	1261	1193	5
	C2	1351	1073	21	S2	1472	1334	9
	C3	1532	1332	13				
Alc (mgCaCO ₃ /L)	C1	426	339	20	S1	309	280	9
	C2	391	358	8	S2	428	418	2
	C3	384	371	3				
Bic (mgCaCO ₃ /L)	C1	413	333	19	S1	295	253	14
	C2	328	288	12	S2	409	394	4
	C3	369	354	4				
Na (mgNa ⁺ /L)	C1	353,29	291,19	18	S1	145,62	135,11	7
	C2	187,71	177,74	5	S2	214,51	224,18	-4
	C3	198,06	182,31	8				
K (mgK ⁺ /L)	C1	95,72	80,40	16	S1	18,26	12,85	30
	C2	25,36	21,60	15	S2	30,05	23,56	22
	C3	24,19	21,80	10				
Dur (mgCaCO ₃ /L)	C1	434	408	6	S1	282	348	-23
	C2	396	352	11	S2	355	341	4
	C3	354	325	8				
Ca (mgCaCO ₃ /L)	C1	211	225	-7	S1	146	152	-4
	C2	210	181	14	S2	189	184	3
	C3	194	189	3				

CONTINUA

7

CONCLUSÃO

Tabela 5.3 – Valores médios das variáveis nas épocas de chuva e de seca e reduções (R, %) entre pontos no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Junho de 2002..

Variáveis	Época de chuva			Época de seca				
		P1	P2	R	P1	P2	R	
Mg (mgCaCO ₃ /L)	C1	223	183	18	S1	146	149	-2
	C2	186	171	8	S2	166	157	5
	C3	160	136	15				
Cl (mgCl/L)	C1	422,2	347,1	18	S1	225,2	270,9	-20
	C2	259,2	201,0	22	S2	265,4	254,0	4
	C3	209,2	205,0	2				
Tur (UNT)	C1	56,9	41,6	27	S1	49,3	6,6	87
	C2	40,3	83,2	-106	S2	57,7	59,7	-3
	C3	40,7	51,8	27				
ST (mg/L)	C1	1179	973	17	S1	707	605	14
	C2	1146	1232	-8	S2	1568	1888	-20
	C3	940	759	19				
STF (mg/L)	C1	988	851	14	S1	586	546	7
	C2	824	685	17	S2	856	732	14
	C3	736	612	17				
STV (mg/L)	C1	164	111	32	S1	74	46	38
	C2	292	360	-23	S2	570	762	-34
	C3	189	144	24				
SST (mg/L)	C1	90	37	59	S1	110	15	86
	C2	83	37	55	S2	101	17	83
	C3	74	12	84				
SSF (mg/L)	C1	37	17	54	S1	51	6	88
	C2	37	19	49	S2	28	4	86
	C3	17	2	88				
SSV (mg/L)	C1	47	16	66	S1	57	9	84
	C2	43	16	63	S2	72	12	83
	C3	57	9	84				
CF (UFC/100mL)	C1	1,44x10 ⁷	9,61x10 ⁵	93,33	S1	1,20x10 ⁷	3,87x10 ⁵	96,78
	C2	1,68x10 ⁷	8,45x10 ⁵	94,97	S2	1,34x10 ⁷	6,37x10 ⁵	95,25
	C3	1,05x10 ⁷	7,74x10 ⁵	92,63				
EF (UFC/100mL)	C1	1,35x10 ⁶	3,71x10 ⁴	97,25	S1	1,52x10 ⁶	3,44x10 ⁴	97,74
	C2	1,82x10 ⁶	1,29x10 ⁵	92,91	S2	1,93x10 ⁶	6,08x10 ⁴	96,85
	C3	1,39x10 ⁶	5,48x10 ⁴	96,06				
Cfg (UFP/100mL)	C1	1,78x10 ⁶	8,64x10 ⁴	95,15	S1	9,34x10 ⁵	3,30x10 ⁴	96,47
	C2	4,86x10 ⁵	3,91x10 ⁴	91,95	S2	ND	ND	
	C3	ND	ND					
Bfg (UFP/100mL)	C1	2,17x10 ⁴	3,87x10 ³	82,17	S1	1,67x10 ³	5,54x10 ²	66,83
	C2	1,08x10 ⁵	1,23x10 ⁴	88,61	S2	ND	ND	
	C3	ND	ND					

R = redução, T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cfg = colifagos somáticos, Bfg = bacteriófagos F-específicos, ND = não determinado.

Tabela 5.4 – Resumo das análises de variância das variáveis nas épocas de chuva no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

Fonte de		Quadrados médios								
Variação	Gl	T °C	pH	PT mgP/L	Orto mgP/L	Am mgN/L	Nit mgN/L	DBO mg/L	DQO mg/L	CE µS/cm
Época (E)	2	43,619**	1,406**	6,082	1,291	113,194	0,06417	6177,961**	0,272*	0,125**
Amostra (A)	1	9,153	0,241	8,847*	0,602	519,952	0,01163	82667,888**	0,652**	0,102**
E x A	2	0,03514	0,009693	3,791	1,837	184,503	0,003299	4957,319*	0,03609	0,001643
Resíduo	70	3,555	0,07172	2,099	1,424	134,542	0,03237	992,777	0,07427	0,01229
Total	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte de		Quadrados médios								
Variação	Gl	Alc mgCaCO ₃ /L	Bic mgCaCO ₃ /L	Na mgNa ⁺ /L	K mgK ⁺ /L	Dur mgCaCO ₃ /L	Ca mgCaCO ₃ /L	Mg mgCaCO ₃ /L	Cl mgCl/L	Tur UNT
Época (E)	2	463,304	14502,642	139991,10**	2,490**	33471,869*	4856,348	13525,757	221677,99**	1229,010
Amostra (A)	1	24110,145	18427,647	9915,443	0,04675	13186,466	490,813	8589,217	25776,677*	2347,665
E x A	2	8399,630	4816,957	4691,493	0,0008795	456,398	2703,843	1010,054	4931,079	5587,545*
Resíduo	70	10726,784	11963,874	8020,489	0,09042	8921,016	2901,657	5538,200	5966,245	1153,422
Total	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte de		Quadrados médios									
Variação	Gl	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Cfg UFP/100mL	Bfg UFP/100mL
Época (E)	2	0,06884*	0,09978**	0,934**	0,349*	1,326**	0,02583	0,03783	0,667*	2,099*	3,317*
Amostra (A)	1	0,02871	0,07012**	0,05294	3,280**	2,591**	3,824**	12,957**	16,896**	14,765**	6,610**
E x A	2	0,02315	0,0005235	0,109	0,191	0,221	0,115	0,02556	0,253	0,121	0,08893
Resíduo	70	0,01753	0,008497	0,08291	0,07812	0,125	0,06913	0,138	0,171	0,323	0,776
Total	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cfg = colifagos somáticos, Bfg = bacteriófagos F-específicos, ND = não determinado, Gl = graus de liberdade, ** = significante a 1% pelo teste F, * = significante a 5% pelo teste F.

Tabela 5.5 – Resumo das análises de variância das variáveis nas épocas de seca no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

Fonte de		Quadrados médios								
Varição	Gl	T °C	pH	PT mgP/L	Orto mgP/L	Am mgN/L	Nit mgN/L	DBO mg/L	DQO mg/L	CE µS/cm
Época (E)	1	120,004**	0,148**	10,942	5,543*	48,802	0,02974	975,929	0,329*	0,02167
Amostra (A)	1	13,408*	0,01662	1,498	0,05715	827,353*	0,01827	51499,263**	0,518**	0,007229
E x A	1	3,408	0,06554	1,308	1,663	60,612	0,009992	234,794	0,02955	0,0005547
Resíduo	22	2,728	0,01618	3,235	1,059	104,277	0,01770	1362,878	0,04616	0,008418
Total	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte de		Quadrados médios								
Varição	Gl	Alc mgCaCO ₃ /L	Bic mgCaCO ₃ /L	Na mgNa ⁺ /L	K mgK ⁺ /L	Dur mgCaCO ₃ /L	Ca mgCaCO ₃ /L	Mg mgCaCO ₃ /L	Cl mgCl ⁻ /L	Tur UNT
Época (E)	1	106840,88**	56025,698**	19407,668	0,179**	6989,985	7194,179**	975,192	874,898	6112,154**
Amostra (A)	1	2449,566	2863,164	0,543	0,05187	4337,653	1,897	42,593	1900,695	2682,447*
E x A	1	607,489	616,975	316,871	0,001708	10506,524	178,095	196,801	5275,077	3234,909*
Resíduo	22	7929,599	4234,884	4362,968	0,01543	5046,892	708,696	935,351	6530,445	542,465
Total	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte de		Quadrados médios									
Varição	Gl	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Cfg UFP/100mL	Bfg UFP/100mL
Época (E)	1	1,138**	0,137**	7,137**	0,001254	0,191	0,08424	0,109	0,200	ND	ND
Amostra (A)	1	0,0002747	0,01574	0,01059	4,319**	4,228**	4,217**	12,324**	15,999**	3,162**	0,345
E x A	1	0,03561	0,002236	0,179	0,01604	0,03920	0,0004763	0,04427	0,03259	ND	ND
Resíduo	22	0,06439	0,01007	0,343	0,09875	0,151	0,09173	0,131	0,08150	0,138	0,571
Total	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cfg = colifagos somáticos, Bfg = bacteriófagos F-específicos, ND = não determinado, Gl = graus de liberdade, ** = significante a 1% pelo teste F, * = significante a 5% pelo teste F.

O fator *época* compara o comportamento de cada ponto (P1 ou P2) ao longo das épocas de chuva e de seca e o fator ponto faz a comparação entre os pontos P1 e P2 dentro de cada época. Um fator é dito significativo quando o valor de F calculado é maior do que o F_{crit} , ou, o que é o mesmo, o valor da probabilidade p é menor que 0,05 ($p < 0,05$).

Graficamente (Método GT-2), esta significância ocorre quando os intervalos de comparação das médias de uma mesma variável não se interceptam. Por exemplo, na Figura 5.2a, ao ser considerado o fator *época* pode ser observado que o intervalo da variável DBO do ponto P1, na época C3 (C3P1), foi mais elevado e significativamente diferente daqueles das demais épocas (C1 e C2) e o intervalo de comparação do ponto P2 não apresentou diferença significativa entre as épocas. Isto é, o afluente (P1) teve comportamento significativamente diferente apenas na época C3, enquanto que o efluente (P2) foi semelhante nas três épocas. Para o fator *amostra*, foi verificado que dentro de cada uma das três épocas chuvosas (C1, C2 e C3) o afluente (P1) teve valor médio mais elevado e significativamente diferente do efluente (P2), ou seja, houve redução significativa da variável DBO nas três épocas.

No conjunto das épocas chuvosas C1, C2 e C3 (Figuras 5.2), as variáveis temperatura, pH, DBO, DQO, condutividade elétrica, sódio, potássio, dureza, cloreto, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, estreptococos fecais, colifagos e bacteriófagos apresentaram diferenças significativas para o fator *época*.

O afluente (P1), ao longo das épocas, foi significativamente diferente para as variáveis temperatura, pH, DBO, condutividade elétrica, sódio, potássio, cloreto, sólidos totais fixos, colifagos e bacteriófagos e o efluente (P2) para as variáveis temperatura, pH, DQO, condutividade elétrica, potássio, dureza, cloreto, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos e estreptococos fecais.

Com relação ao fator *amostra*, foram observadas diferenças significativas para as variáveis fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, condutividade elétrica, cloreto, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais, colifagos e bacteriófagos. Essas diferenças ocorreram na época chuvosa C1, para todas as variáveis citadas, na época C2, para as variáveis demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais,

colifagos e bacteriófagos e na época C3, para demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais,

Para o conjunto das épocas de seca S1 e S2 (Figuras 5.3) o fator *época* foi responsável pelas diferenças significativas das variáveis temperatura, pH, ortofosfato solúvel, demanda química de oxigênio, alcalinidade, bicarbonato, potássio, cálcio, turbidez, sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis. As diferenças significativas no afluente (P1) ocorreram nas variáveis temperatura, pH, alcalinidade, bicarbonato, potássio, cálcio e sólidos totais fixos e no efluente (P2) para as variáveis temperatura, ortofosfato solúvel, demanda química de oxigênio, alcalinidade, bicarbonato, potássio, turbidez, sólidos totais e sólidos totais voláteis.

O fator *amostra* demonstrou que as variáveis temperatura, amônia, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais e colifagos apresentaram diferenças significativas entre o afluente (P1) e o efluente (P2). Essas diferenças ocorreram na época S1 para todas as variáveis supra citadas e na época S2 apenas para demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais.

Os valores médios das variáveis estudadas, no afluente (P1), se assemelham àqueles citados por Mara (1976), Pessoa & Jordão (1982) e Metcalf & Eddy (2003) para a composição típica de esgoto doméstico. Já no efluente (P2), esses valores foram reduzidos nas diferentes épocas, representando remoções significativas, principalmente, para demanda bioquímica de oxigênio (entre 74 e 87%), sólidos suspensos totais (entre 55 e 86%), coliformes termotolerantes (entre 93,33 e 96,78%) e estreptococos fecais (entre 92,91% e 97,74%).

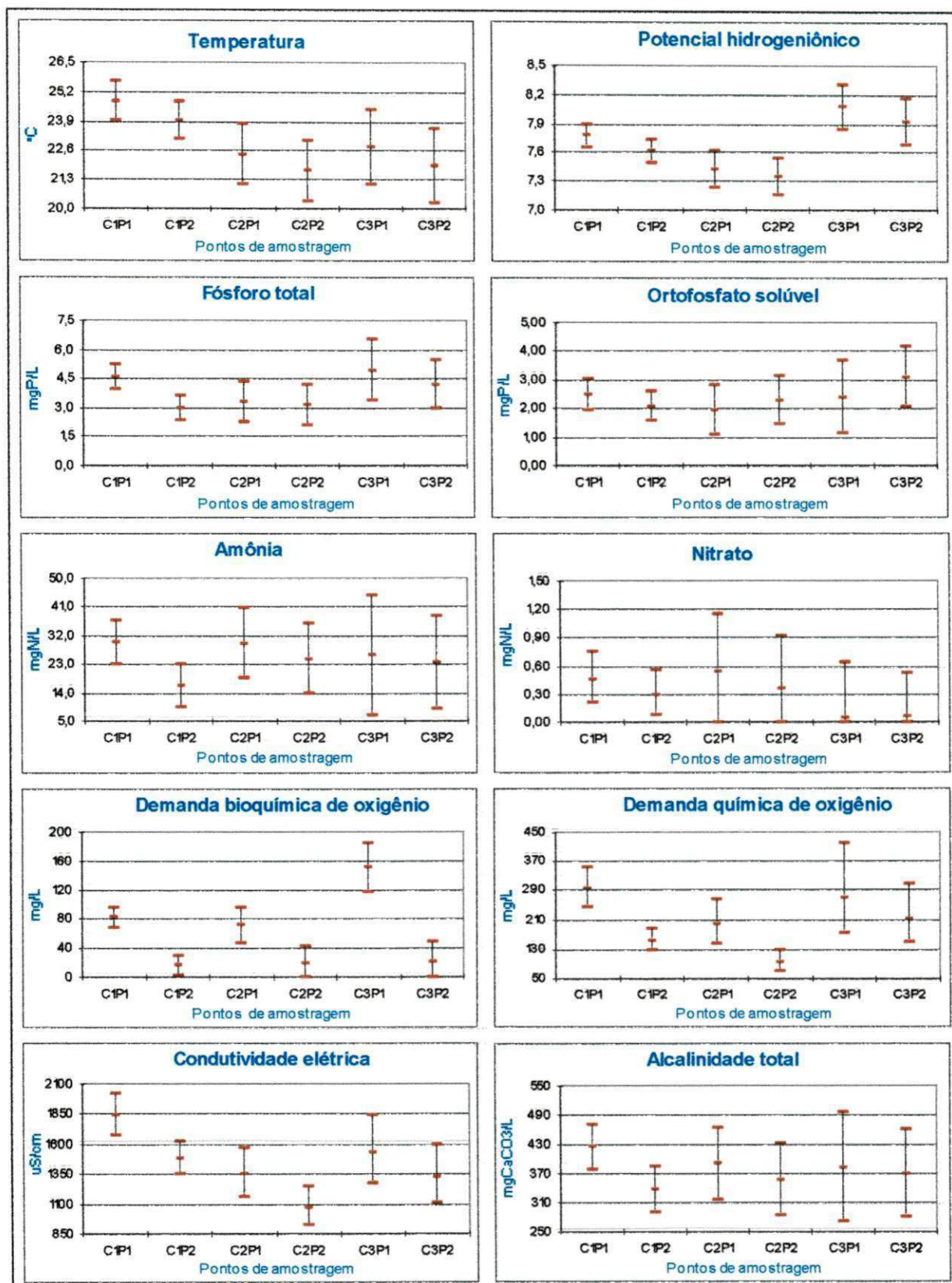


Figura 5.2a – Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas chuvosas (C1, C2, C3) no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

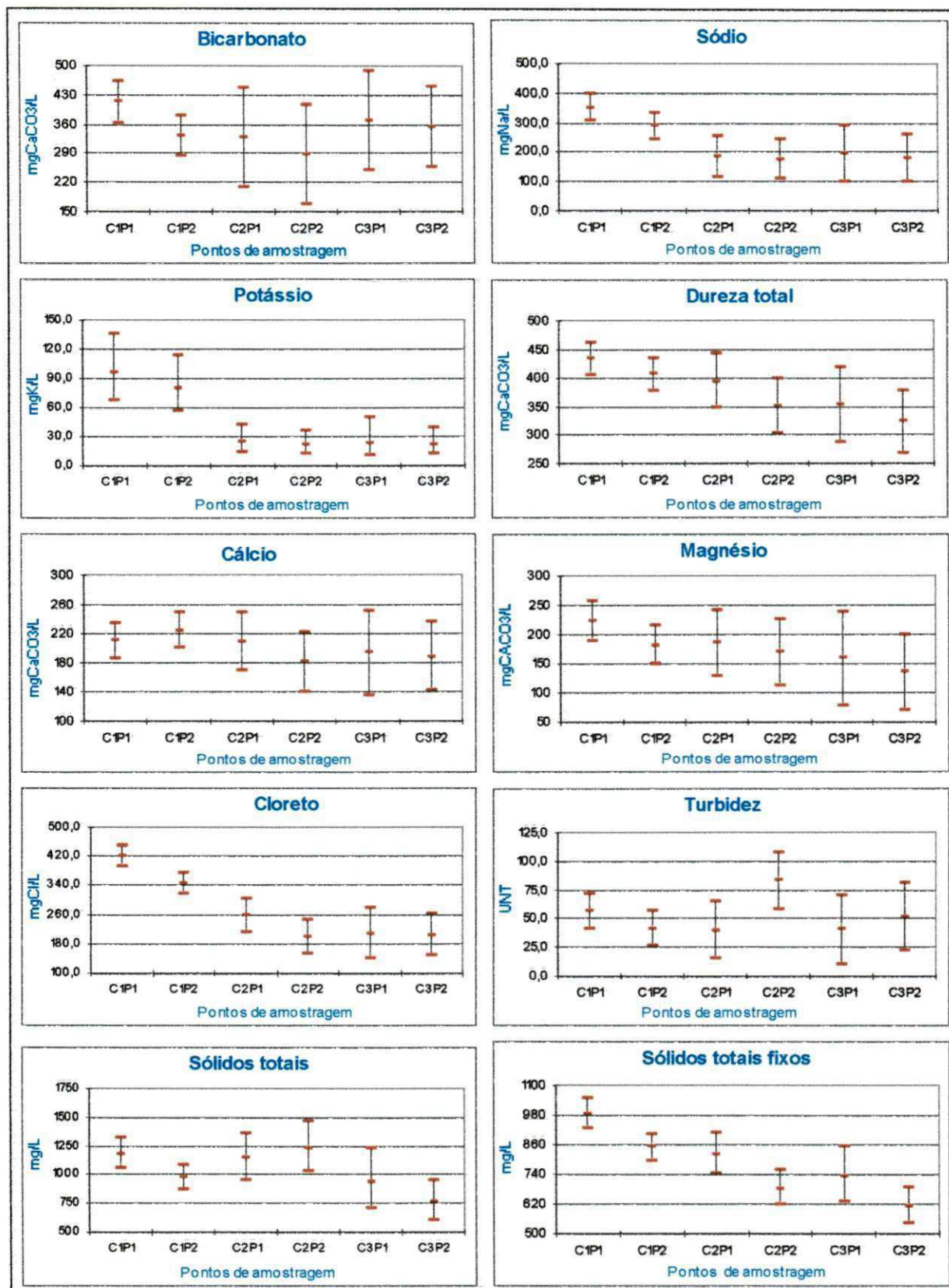


Figura 5.2b – Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas chuvosas (C1, C2, C3) no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

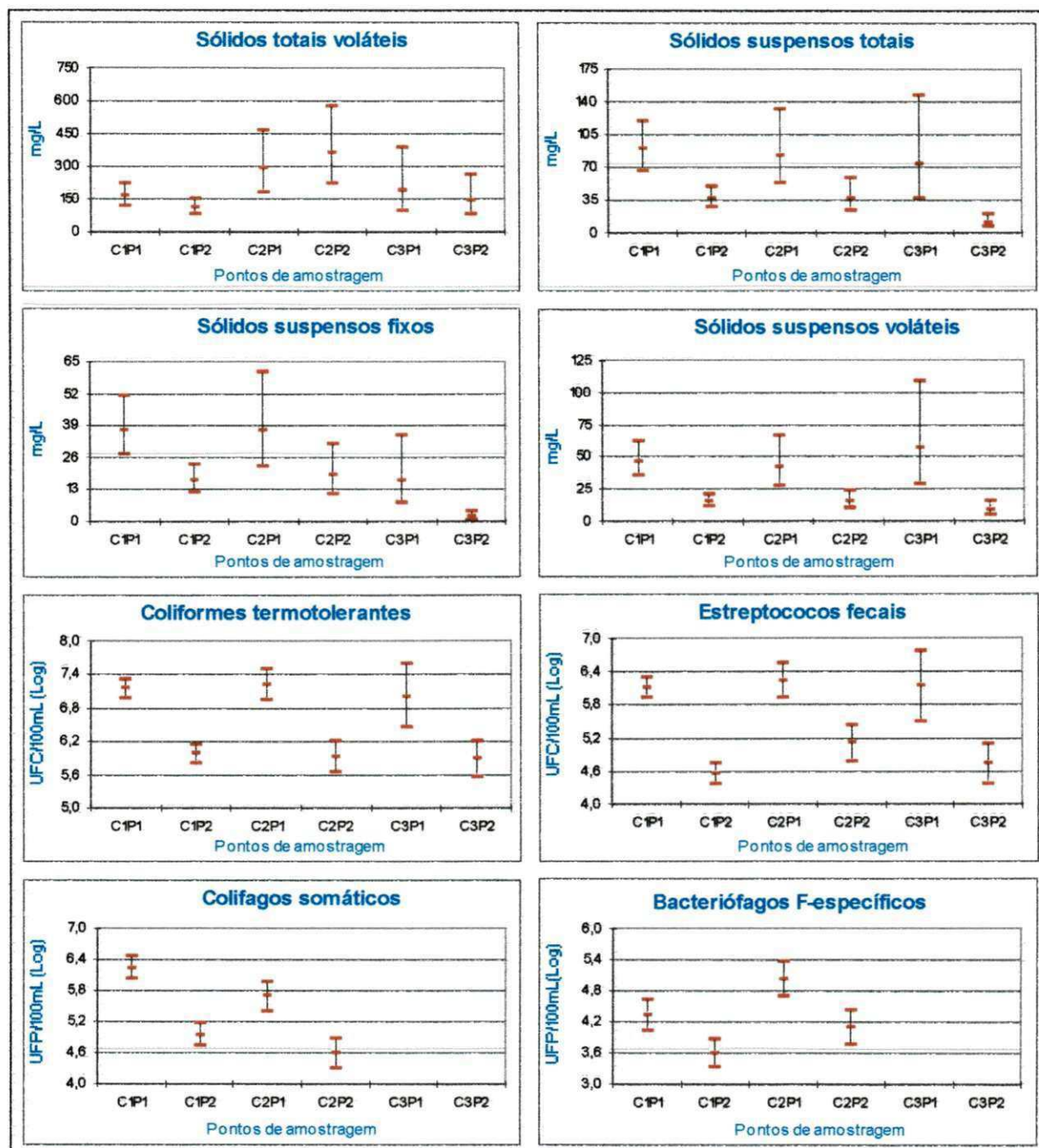


Figura 5.2c – Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas chuvosas (C1, C2, C3) no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

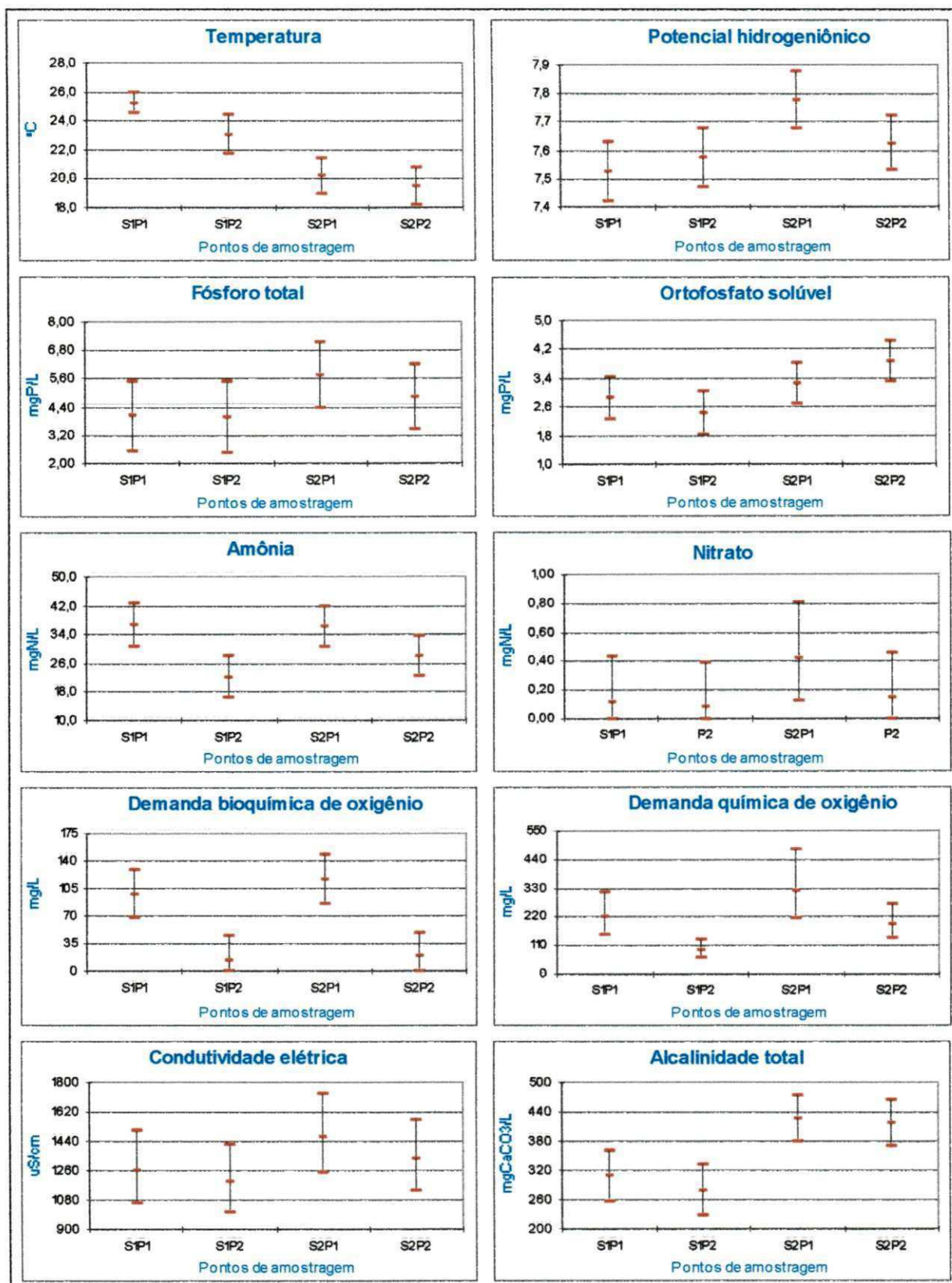


Figura 5.3a – Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas de seca (S1, S2) no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

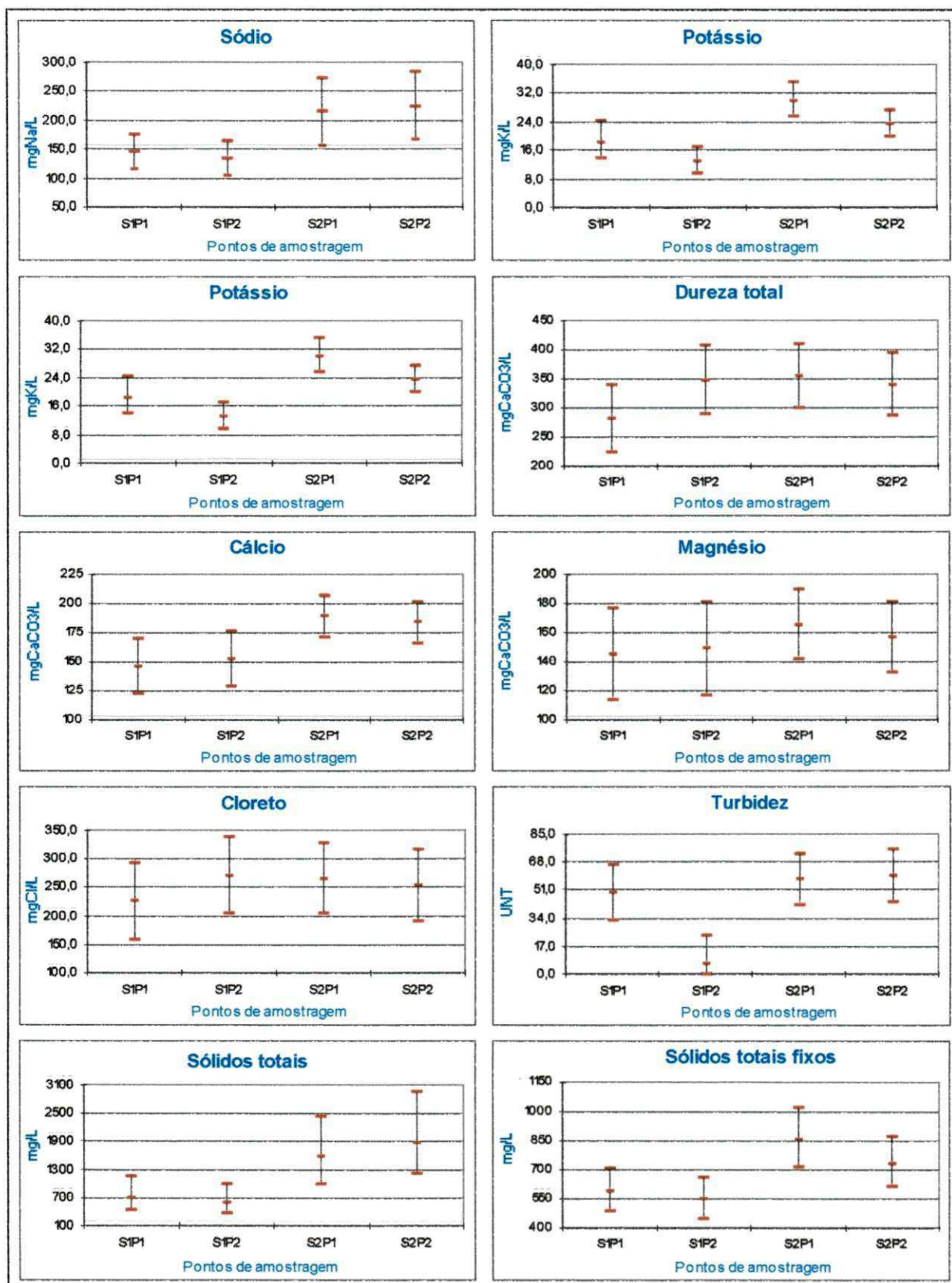


Figura 5.3b – Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas de seca (S1, S2) no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

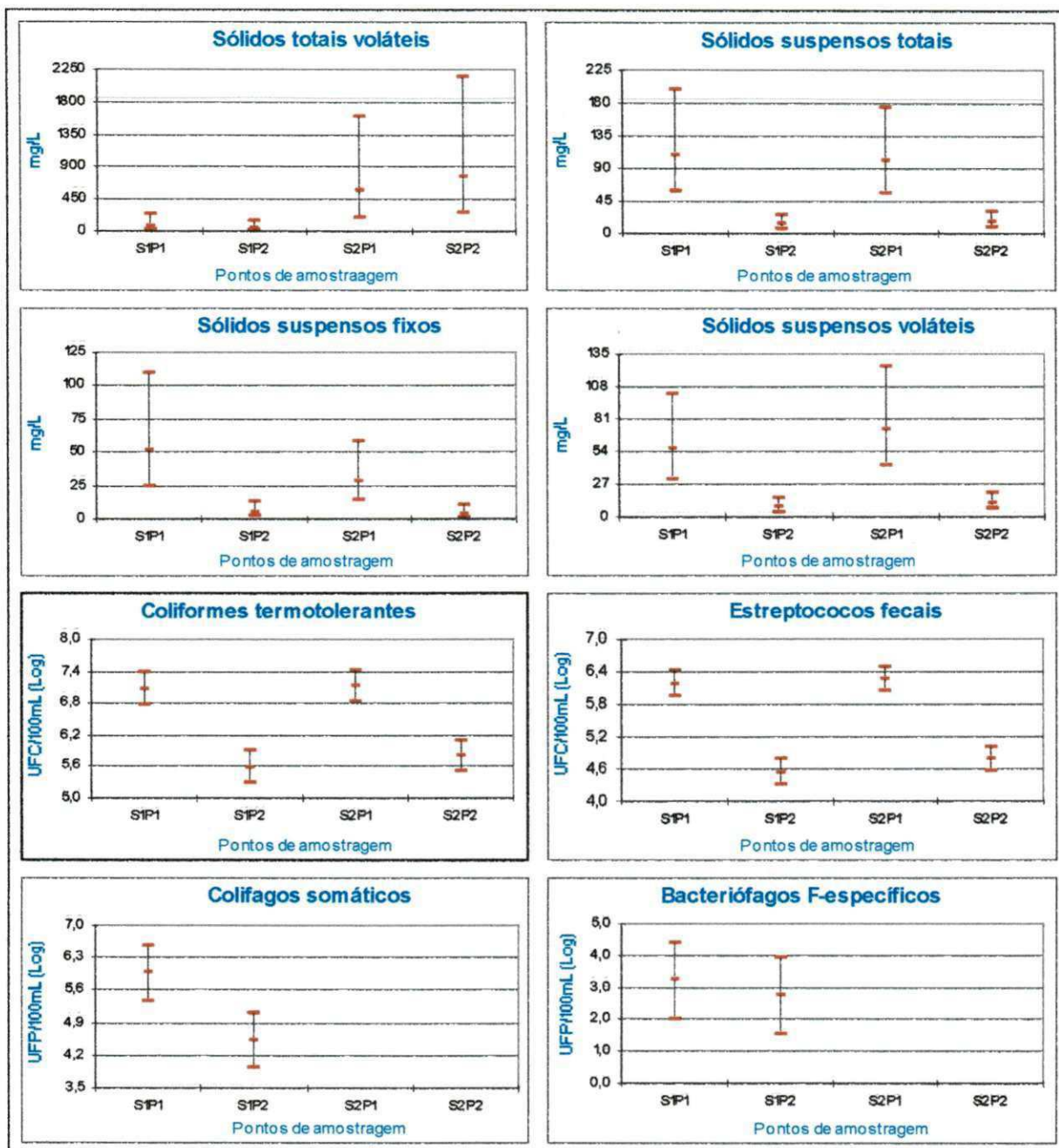


Figura 5.3c – Comparação gráfica, pelo método GT-2, dos pontos P1 e P2 nas épocas de seca (S1, S2) no sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, Campina grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

Para as variáveis (fósforo total, amônia, nitrato, magnésio, sólidos suspensos voláteis e coliformes fecais) que não apresentaram diferença significativa com base no fator época, simultaneamente para as épocas de chuva (C1, C2, C3) e de seca (S1, S2), foi procedida a análise de variância de dois fatores (ponto e época) do conjunto de dados de todas as épocas de chuva e de todas as épocas de seca. A Tabela 5.6 demonstra que as variáveis

fósforo total, amônia e magnésio tiveram comportamento significativamente diferente entre épocas, enquanto que as variáveis nitrato, sólidos suspensos voláteis e coliformes termotolerantes tiveram comportamento semelhante entre as duas épocas. A comparação dos pontos afluente (P1) e efluente (P2) mostrou que as variáveis fósforo total, amônia, sólidos suspensos voláteis e coliformes termotolerantes tiveram comportamentos significativamente diferentes.

Tabela 5.6 – Valores médios, reduções e resumo das análises de variância entre as épocas (chuva, seca) para variáveis do sistema natural de terras úmidas, localizado no *Campus* da UFCG, estudado no período de Janeiro de 2000 a Junho de 2002.

Variáveis		Pontos			Fonte de variação	Quadrados	
		P1	P2	R (%)		Gl	médios
Pt (mgP/L)	Chuva	4,33	3,21	25,9	Época (E)	1	16,439 *
	Seca	4,95	4,44	10,5	Ponto (P)	1	12,791 *
					E x P	1	1,723
					Resíduo	96	2,571
					Total	99	-
Am (mgN/L)	Chuva	29,4	19,2	34,7	Época (E)	1	830,598 *
	Seca	36,4	25,3	30,5	Ponto (P)	1	2152,422 **
					E x P	1	4,109
					Resíduo	94	2,571
					Total	97	-
Nit (mgN/L)	Chuva	0,42	0,27	35,7	Época (E)	1	0,05063
	Seca	0,27	0,12	55,6	Ponto (P)	1	0,05208
					E x P	1	0,0002708
					Resíduo	92	2,571
					Total	95	-
Mg (mgCaCO ₃ /L)	Chuva	208	173	17,3	Época (E)	1	19463,935 *
	Seca	158	154	2,5	Ponto (P)	1	6645,309
					E x P	1	3929,529
					Resíduo	90	2,571
					Total	93	-
SSV (mg/L)	Chuva	47	15	68,1	Época (E)	1	0,003148
	Seca	65	10	84,6	Ponto (P)	1	8,149 **
					E x P	1	0,453 *
					Resíduo	94	2,571
					Total	97	-
CF (UFC/100mL)	Chuva	1,47x10 ⁷	9,02x10 ⁵	93,9	Época (E)	1	0,473
	Seca	1,27x10 ⁷	4,97x10 ⁵	96,1	Ponto (P)	1	31,563 **
					E x P	1	0,180
					Resíduo	96	2,571
					Total	99	-

R = redução, Pt = fósforo total, Am = amônia, Nit = nitrato, Mg = dureza de magnésio, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes fecais, R = redução, Gl = graus de liberdade, ** = significante a 1% pelo teste F, * = significante a 5% pelo teste F.

Este ecossistema natural de terras úmidas foi formado a partir de um antigo lago alimentado por um córrego que drena águas pluviais. Este córrego, com o crescimento da população de bairros adjacentes e a falta de sistema de esgotamento sanitário, passou a receber contribuições de esgotos domésticos, provocando a degradação das águas do lago. Essa degradação foi caracterizada pela poluição orgânica e fecal, eutrofização e deposição de material sólido, com a conseqüente redução da lâmina líquida. Ao longo do tempo, em decorrência da eutrofização e do assoreamento do corpo aquático, foi observado o surgimento de macrófitas aquáticas enraizadas cobrindo grande parte do espelho d'água.

A despeito de toda essa situação, o ecossistema ainda recebe uma grande quantidade de água residuária doméstica, sem nenhum tratamento prévio, mas age reduzindo boa parte da carga poluidora.

A análise dos resultados mostrou haver redução significativa de matéria orgânica em termos de DBO (entre 74 e 87%) e DQO (entre 21 e 57%) e do material suspenso - sólidos suspensos totais (entre 55 e 86%), sólidos suspensos fixos (entre 49 e 88%) e sólidos suspensos voláteis (entre 63 e 84%). Os mecanismos de remoção incluem: a deposição do material sólido no leito do lago e a retenção das partículas no sistema formado pelas raízes das macrófitas e o biofilme microbiano aderido a rizosfera. Esses mecanismos são responsáveis pela remoção dos sólidos e matéria orgânica, sendo que esta última é também reduzida pela ação degradadora dos microrganismos (KADLEC, 2001).

É importante ressaltar que, apesar das remoções verificadas, as águas efluentes ainda não têm qualidade suficiente para ser lançadas em um corpo aquático receptor devido aos altos teores de matéria orgânica (DBO entre 13 e 22mg/L e DQO entre 95 e 213mg/L), sólidos suspensos (sólidos suspensos totais entre 12 e 37mg/L) e bactérias indicadoras de contaminação fecal (coliformes termotolerantes entre $3,87 \times 10^5$ e $9,61 \times 10^5$ UFC/100mL e estreptococos fecais entre $3,44 \times 10^4$ e $1,29 \times 10^5$ UFC/100mL). Estes valores são ainda elevados, não se ajustando aos padrões nacionais de lançamento (CONAMA N.º 20, 1986). Além disso, as concentrações de macronutrientes (fósforo total entre 2,98 e 4,83mg/L, ortofosfato solúvel entre 2,09 e 3,87mgP/L e amônia entre 16,2 e 28,0mgN/L) também foram superiores aos padrões de lançamento citados para corpos aquáticos. A qualidade efluente requer ainda uma melhoria, o que pode ser conseguido com a aplicação de unidades subseqüentes de tratamento, como terras úmidas construídas que, além de melhorar a qualidade da água a jusante do

ecossistema natural, podem também contribuir para a produção de biomassa que pode ser usada na alimentação humana, de animais e em outras atividades geradoras de renda.

5.3 – Sistema de terras úmidas construídas I

Neste sistema experimental, os cálculos da média aritmética e variância foram aplicados aos dados brutos das variáveis temperatura, pH, ortofosfato solúvel, sódio e cloreto. Para as demais variáveis, foram aplicadas transformações logarítmicas para induzir a normalidade, pressuposto básico da ANOVA, ou seja, foi aplicada a transformação logarítmica decimal do tipo $\log Y$ para as variáveis DQO, condutividade elétrica, alcalinidade total, bicarbonato, potássio, dureza, cálcio, magnésio, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais e a transformação logarítmica decimal do tipo $\log(Y + 1)$ para fósforo, amônia, nitrato, DBO, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, colifagos, bacteriófagos e do tipo $\log(100 \times Y)$ para turbidez.

Em princípio, é importante ressaltar que, em terras úmidas construídas, há um período de aclimação, durante o qual as populações de microrganismos heterotróficos e as espécies cultivadas se estabelecem. O tempo necessário para que ocorra essa aclimação e a conseqüente estabilização dos mecanismos de remoção de poluentes, é uma variável ainda em estudo, dependente de fatores como clima, condições locais de instalação e operação, além da espécie de planta cultivada, entre outros. Assim, para cada experimento, os resultados foram representados graficamente para registrar as variações temporais das variáveis estudadas. A Figura 5.4 mostra as variações temporais para o experimento 1.

Para os dois experimentos, foi observado que no início do funcionamento houve grandes variações, mas, após um período de 60 dias, ocorreu uma estabilização do comportamento das variáveis.

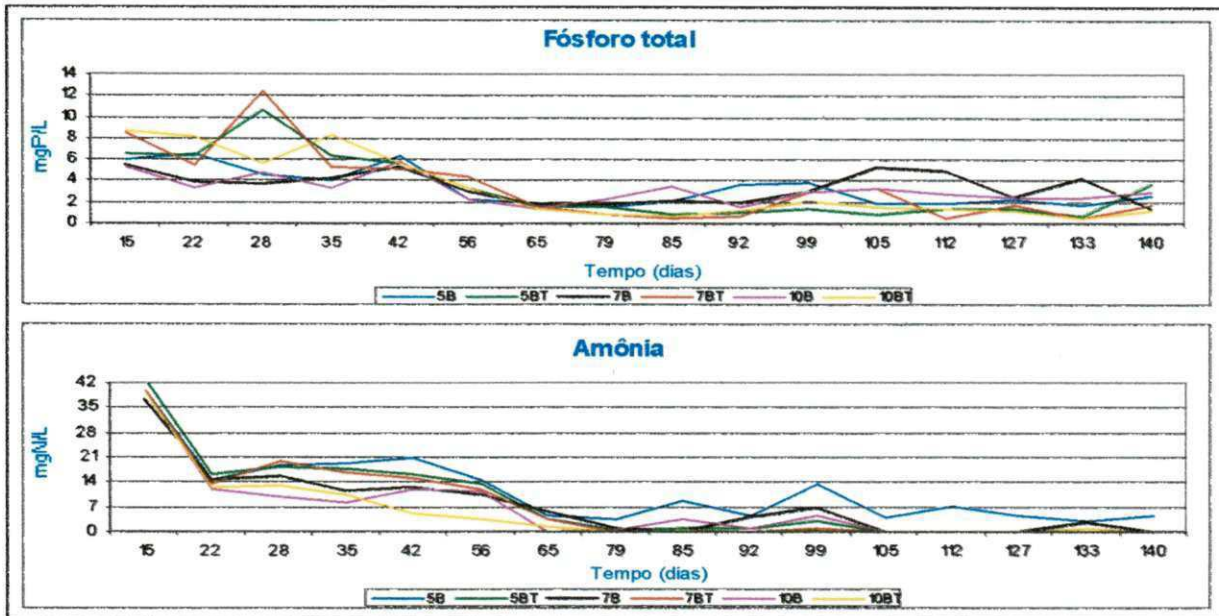


Figura 5.4 – Variações temporais de algumas variáveis estudadas no sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a dezembro de 2000.

5.3.1 – Sistema de terras úmidas construídas I - Experimento 1

Neste experimento, para verificar a influência da época (chuva C1 e seca S1), do tempo de detenção hidráulica (5, 7 e 10 dias) e do ponto de amostragem (P2, B e BT), foi aplicada a análise comparativa das médias, ANOVA de três fatores (*época*, *TDH* e *amostra*). Os resultados obtidos (Tabelas 5.7 e 5.8) indicaram que o fator *época* teve influência sobre doze das vinte e oito variáveis estudadas. O fator *TDH* influenciou significativamente apenas a variável amônia, enquanto o fator *amostra* influenciou vinte e seis das vinte e oito variáveis estudadas. Dos quatro tipos de interações possíveis (*época* x *TDH*, *época* x *amostra*, *TDH* x *amostra* e *época* x *TDH* x *amostra*) só foram significativas às interações *época* x *amostra* (para quinze das vinte e oito variáveis) e *TDH* x *amostra* (para apenas uma das vinte e oito variáveis). Isto é, as variáveis fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, DQO, condutividade elétrica, dureza total, cálcio, cloreto, turbidez, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais tiveram suas concentrações influenciadas pela interação dos fatores ponto de amostragem e época e apenas a variável amônia também teve sua concentração influenciada pela combinação da interação do ponto de amostragem e do tempo de detenção hidráulica.

Tabela 5.7 – Valores médios das variáveis e reduções (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 7B, 10B, 5BT, 7BT e 10BT) no sistema TUC-I - experimento I, localizado no *Campus* da UFCG, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2000.

Variável		Valor médio da variável						Redução (%)							
		Afluente		Controles			Vegetados			Controles			Vegetados		
		P2	5B	7B	10B	5BT	7BT	10BT	5B	7B	10B	5BT	7BT	10BT	
T (°C)	C1	23,9	22,7	22,6	22,5	22,3	22,3	22,5	5	5	6	7	7	6	
	S1	22,4	21,9	21,9	22,0	21,3	21,3	21,7	2	2	2	5	5	3	
pH	C1	7,58	7,84	7,78	7,70	7,33	7,37	7,43	-3	-3	-2	3	3	2	
	S1	7,55	7,68	7,83	7,74	7,30	7,32	7,35	-2	-4	-3	3	3	3	
Pt (mgP/L)	C1	2,66	1,78	1,88	1,68	0,69	0,67	0,63	33	29	37	74	75	76	
	S1	4,49	3,03	1,95	3,19	0,57	0,65	0,70	32	57	29	87	86	84	
Orto (mgP/L)	C1	1,83	1,27	1,46	1,30	0,24	0,18	0,25	31	20	29	87	90	86	
	S1	2,51	1,65	1,55	1,70	0,05	0,03	0,00	34	38	32	98	99	100	
Am (mgN/L)	C1	12,6	3,7	1,5	0,3	0,3	0,1	0,1	71	88	98	98	99	99	
	S1	24,1	6,8	2,0	0,7	0,0	0,0	0,0	72	92	97	100	100	100	
Nit (mgN/L)	C1	0,23	0,13	0,25	0,20	0,10	0,11	0,10	43	-9	13	56	52	56	
	S1	0,12	0,10	0,22	0,05	0,14	0,14	0,12	17	-83	58	-17	-17	0	
DBO (mg/L)	C1	14	3	2	2	2	2	2	79	86	86	86	86	86	
	S1	14	4	3	3	2	2	2	71	79	79	86	86	86	
DQO (mg/L)	C1	137	74	81	69	65	82	79	46	41	50	53	40	42	
	S1	94	128	82	68	93	106	99	-36	13	28	1	-13	-5	
CE (µS/cm)	C1	1420	1234	1187	1090	1506	1509	1490	13	16	23	-6	-6	-5	
	S1	1224	1192	1210	1180	1822	2029	2363	3	1	4	-49	-66	-93	
Alc (mgCaCO ₃ /L)	C1	314	267	254	227	359	357	355	15	19	28	-14	-14	-13	
	S1	293	271	253	248	355	387	422	8	14	15	-21	-32	-44	
Bic (mgCaCO ₃ /L)	C1	309	255	243	219	349	350	352	17	21	29	-13	-13	-14	
	S1	262	255	227	226	338	345	389	3	13	14	-29	-32	-48	
Na (mgNa/L)	C1	269,44	244,59	252,81	237,02	272,22	295,03	308,57	9	6	12	-1	-9	-14	
	S1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
K (mgK/L)	C1	69,01	59,69	58,99	56,27	34,35	37,44	42,32	14	14	18	50	46	39	
	S1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
Dur (mgCaCO ₃ /L)	C1	395	352	345	336	462	450	446	11	13	15	-17	-14	-13	
	S1	361	316	339	334	487	538	607	12	6	7	-35	-49	-68	
Ca (mgCaCO ₃ /L)	C1	219	196	185	179	239	224	229	10	16	18	-9	-2	-5	
	S1	150	173	173	171	294	307	318	-15	-15	-14	-96	-105	-112	

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.7 – Valores médios das variáveis e reduções (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 7B, 10B, 5BT, 7BT e 10BT) no sistema TUC-I - experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2000.

Variável	Afluente	Valor médio da variável						Redução (%)						
		P2	Controles			Vegetados			Controles			Vegetados		
			5B	7B	10B	5BT	7BT	10BT	5B	7B	10B	5BT	7BT	10BT
Mg (mgCaCO ₃ /L)	C1	163	149	155	149	195	192	191	9	5	9	-20	-18	-17
	S1	160	130	129	143	172	206	247	19	19	11	-8	-29	-54
Cl (mgCl/L)	C1	337,4	293,7	298,6	264,5	359,6	363,4	365,9	13	11	22	-7	-8	-8
	S1	322,2	257,4	287,7	258,8	440,7	492,6	589,8	20	11	20	-37	-53	-83
Tur (UNT)	C1	27,9	1,9	1,5	0,8	2,3	1,6	1,1	93	95	97	92	94	96
	S1	7,0	1,6	1,3	1,4	0,9	1,2	0,8	77	81	80	87	83	89
ST (mg/L)	C1	940	858	813	716	1042	1066	1044	9	14	24	-11	-13	-11
	S1	598	672	565	570	895	1051	925	-12	6	5	-50	-76	-55
STF (mg/L)	C1	827	734	729	596	913	949	926	11	12	28	-10	-15	-12
	S1	539	621	467	520	785	873	808	-15	13	4	-46	-62	-50
STV (mg/L)	C1	104	79	59	64	106	102	102	24	43	38	-2	2	2
	S1	42	33	38	30	54	106	77	21	10	29	-29	-152	-83
SST (mg/L)	C1	33	11	10	9	11	13	11	67	70	73	67	61	67
	S1	19	18	13	14	14	16	16	5	32	26	26	16	16
SSF (mg/L)	C1	17	4	4	3	5	5	5	76	76	82	71	71	71
	S1	9	9	9	7	8	10	8	0	0	22	11	-11	11
SSV (mg/L)	C1	14	6	6	5	5	7	5	57	57	64	64	50	64
	S1	10	8	4	7	5	5	7	20	60	30	50	50	30
CF (UFC/100mL)	C1	9,23x10 ⁵	3,96x10 ⁴	6,77x10 ⁴	1,75x10 ⁴	1,79x10 ⁴	6,33x10 ³	3,82x10 ³	95,71	92,66	98,10	98,06	99,31	99,59
	S1	3,48x10 ⁵	1,06x10 ⁴	6,92x10 ³	5,75x10 ³	7,61x10 ²	3,79x10 ²	1,68x10 ²	96,95	98,01	98,35	99,78	99,89	99,95
EF (UFC/100mL)	C1	3,04x10 ⁴	4,39x10 ³	5,54x10 ³	2,00x10 ³	1,68x10 ³	7,53x10 ²	7,91x10 ²	85,56	81,78	93,42	94,47	97,52	97,40
	S1	3,59x10 ⁴	3,17x10 ³	5,15x10 ³	2,45x10 ³	1,77x10 ²	9,90x10 ¹	2,03x10 ²	91,17	85,65	93,18	99,51	99,72	99,43
Cfg (UFP/100mL)	C1	7,70x10 ⁴	1,03x10 ⁴	7,27x10 ³	3,48x10 ³	3,32x10 ³	1,77x10 ³	7,33x10 ²	86,62	90,56	95,48	95,69	97,70	99,05
	S1	5,70x10 ⁴	8,00x10 ²	5,00x10 ¹	2,00x10 ²	6,36x10 ¹	1,23x10 ²	1,15x10 ¹	98,60	99,91	99,65	98,89	99,78	99,98
Bfg (UFP/100mL)	C1	3,32x10 ³	1,23x10 ²	5,92x10 ²	1,90x10 ²	6,40x10 ¹	5,30x10 ¹	3,45x10 ¹	96,30	82,17	94,28	98,07	98,40	98,96
	S1	2,90x10 ²	3,70x10 ¹	1,30x10 ¹	0,00x10 ⁰	5,25x10 ⁰	9,54x10 ⁰	4,30x10 ¹	87,24	95,52	100,00	98,19	96,71	85,17

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cfg = colifagos somáticos, Bfg = bacteriófagos F-específicos, ND = não determinado, UFC = unidades formadoras de colônia, UFP = unidades formadoras de placas.

Tabela 5.8 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema TUC-I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2000.

Fonte de		Quadrados médios								
Varição	Gl	T °C	pH	PT mgP/L	Orto mgP/L	Am mgN/L	Nit mgN/L	DBO mg/L	DQO mg/L	CE µS/cm
Época (E)	1	42,196**	0,06019	0,377**	2,625**	0,532**	0,01384	0,105	0,006264	0,02975
TDH (D)	2	0,175	0,07792	0,006621	0,001026	0,602**	0,003833	0,06979	0,01936	0,0009929
Amostra (A)	2	24,097**	3,018**	3,678**	82,025**	25,019**	0,008582	8,164**	0,259	0,615**
E x D	2	0,146	0,01242	0,01642	0,02357	0,002918	0,001421	0,001302	0,04057	0,01043
E x A	2	1,972	0,005979	0,171**	3,468**	0,507**	0,01441	0,03863	0,321 *	0,195**
D x A	4	0,286	0,03068	0,007650	0,01055	0,474**	0,003066	0,01735	0,06631	0,01145
E x D x A	4	0,04453	0,02645	0,01383	0,05866	0,01501	0,001017	0,001804	0,01943	0,005412
Resíduo	414	1,925	0,111	0,03781	0,283	0,03625	0,008304	0,02870	0,09542	0,01025
Total	431	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte de		Quadrados médios								
Varição	Gl	Alc mgCaCO ₃ /L	Bic mgCaCO ₃ /L	Na mgNa ⁺ /L	K mgK ⁺ /L	Dur mgCaCO ₃ /L	Ca mgCaCO ₃ /L	Mg mgCaCO ₃ /L	Cl mgCl/L	Tur UNT
Época (E)	1	0,001806**	0,01137	ND	ND	0,001775	0,01439	0,002193	54680,700 *	2,695**
TDH (D)	2	0,0004984	0,0009334	1995,816	0,007048	0,002702	0,0002782	0,007214	6278,481	0,251
Amostra (A)	2	0,500**	0,295	43189,586**	1,562**	0,568**	0,414**	0,223**	483955,60**	18,170**
E x D	2	0,004942	0,001907	ND	ND	0,008927	0,001714	0,008979	11022,666	0,135
E x A	2	0,01713	0,01338	ND	ND	0,07737**	0,203**	0,01545	169923,22**	1,036**
D x A	4	0,01115	0,006341	4265,368	0,02786	0,003787	0,0008331	0,004988	18047,717	0,06330
E x D x A	4	0,002718	0,0009752	ND	ND	0,004941	0,0006553	0,007211	9659,616	0,06842
Resíduo	414	0,007724	0,008777	8976,980	0,127	0,008718	0,01465	0,04353	13316,111	0,107
Total	431	-	-	-	-	-	-	-	-	-

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.8 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema TUC-I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2000.

Fonte de		Quadrados médios									
Varição	Gl	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Cfg UFP/100mL	Bfg UFP/100mL
Época (E)	1	0,572**	0,538**	2,916**	0,02027**	0,247	0,04342	26,067**	2,656	10,758	9,846**
TDH (D)	2	0,007859	0,008330	0,02073	0,006957	0,01918	0,005057	1,438	0,194	0,532	0,130
Amostra (A)	2	0,563**	0,533**	1,230**	1,301**	1,174**	1,321**	106,631**	64,844**	21,224**	9,354**
E x D	2	0,000157	0,005114	0,09082	0,009605	0,008326	0,07187	0,05538	0,146	0,02127	0,06374
E x A	2	0,105**	0,07314*	0,312	0,560**	0,906**	0,07470	4,056**	4,713**	2,035**	0,778
D x A	4	0,01456	0,01636	0,05892	0,02803	0,01232	0,03683	0,740	0,526	0,372	0,387
E x D x A	4	0,005694	0,01045	0,03494	0,007876	0,002158	0,03133	0,165	0,05906	0,238	0,590
Resíduo	414	0,01802	0,02244	0,128	0,04593	0,07856	0,04837	0,491	0,428	0,995	1,176
Total	431	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cfg = colifagos somáticos, Bfg = bacteriófagos F-específicos, ND = não determinado, Gl = graus de liberdade, ** = significante a 1% pelo teste F, * = significante a 5% pelo teste F.

As Figuras 5.5 apresentam os gráficos comparativos, pelo método GT-2, nas épocas de chuva C1 e de seca S1 (período de janeiro a dezembro de 2000) para o afluente (P2) e os efluentes do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1.

Os resultados mostraram que a qualidade do líquido afluente (ponto P2) não apresentou diferença significativa, entre as épocas de chuva e de seca, para os valores médios das variáveis analisadas, exceto para turbidez, cujo valor médio foi significativamente mais elevado na época de chuva (27,9 UNT) quando comparado à época de seca (7,0 UNT).

Nos efluentes dos tanques-controle (não vegetados) e dos tanques vegetados, a maioria das variáveis apresentou comportamento semelhante entre os diferentes tempos de detenção hidráulica (5, 7 e 10 dias) para as épocas de chuva e de seca. Foram observadas diferenças significativas nos tanques-controle para turbidez, na época de chuva (entre os TDH de 5 e 10 dias; 1,9 e 0,8UNT, respectivamente), e amônia, na época de chuva (entre os TDH de 5, 7 e 10 dias; 3,7, 1,5 e 0,3mgN/L, respectivamente) e na época de seca (entre os TDH de 5 e 10 dias; 6,8 e 0,7mgN/L), ou seja, os valores foram sempre menores para o tempo de detenção hidráulica de 10 dias. Para os tanques vegetados, as diferenças significativas na época de chuva foram para turbidez (entre os TDH de 5 e 10 dias; 2,3 e 1,1UNT, respectivamente) e na época de seca para cloreto (entre o TDH de 5 e 10 dias; 440,7 e 589,8mgCl/L, respectivamente) e coliformes termotolerantes (entre os TDH de 5 e 7 dias; $7,61 \times 10^2$ e $3,79 \times 10^2$ UFC/100mL e entre os TDH de 5 e 10 dias; $7,61 \times 10^2$ e $1,68 \times 10^2$ UFC/100mL, respectivamente).

No entanto, na comparação entre o afluente (P2) e os efluentes dos tanques vegetados (TDH de 5, 7 e 10 dias), pode ser verificado que ocorreu variação significativa na época de chuva para os valores médios das variáveis temperatura, fósforo total, ortofosfato solúvel, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais, colifagos e bacteriófagos, para os três TDH, e apenas da variável demanda bioquímica de oxigênio, para o TDH de 5 dias. Na época de seca, as variações significativas foram registradas nas variáveis fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais, para os três TDH, nas variáveis condutividade elétrica e dureza para os TDH de 7 e 10 dias e nas variáveis cálcio e cloreto, apenas para o tempo de detenção hidráulica de 10 dias.

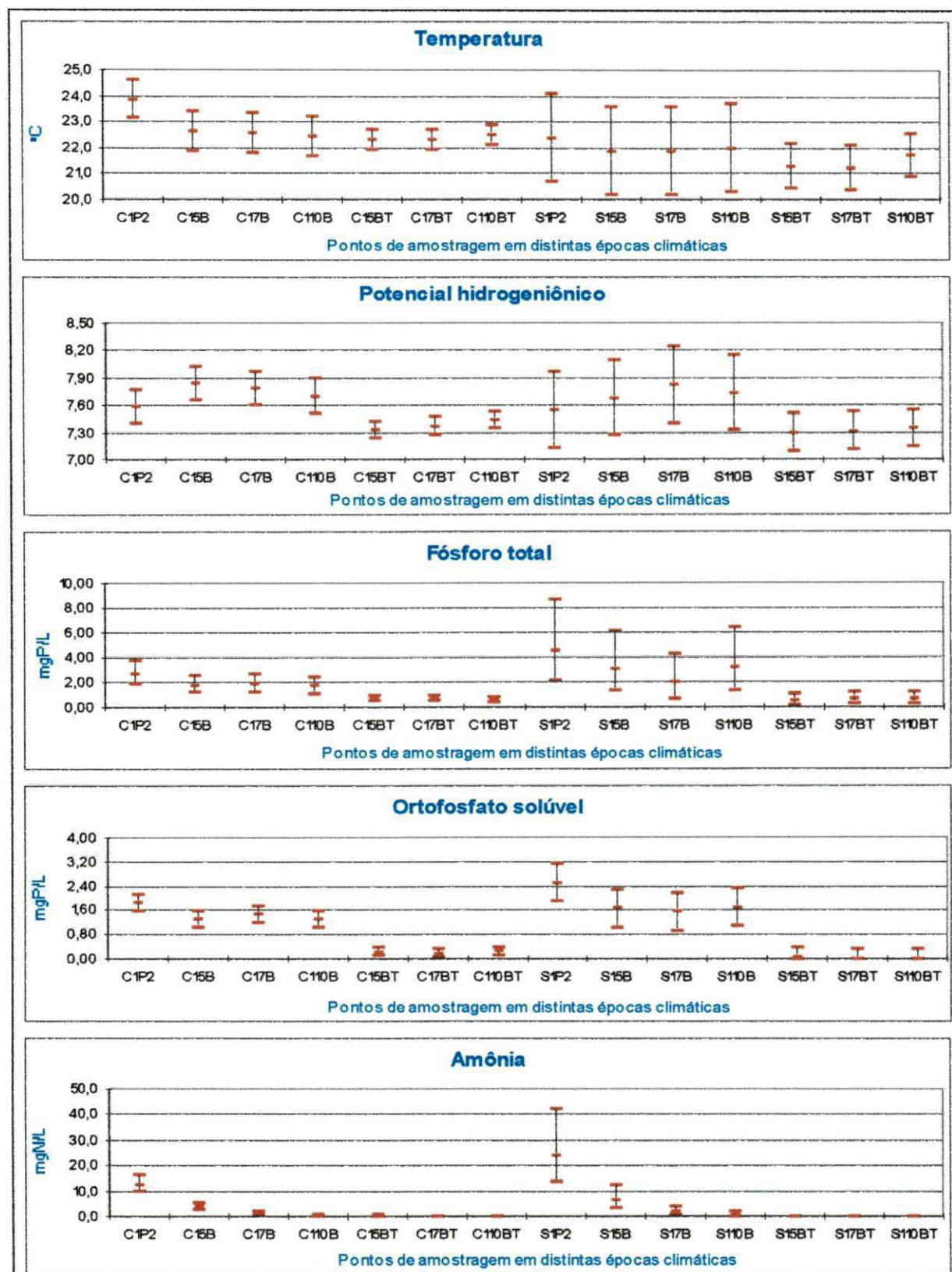


Figura 5.5a - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002.

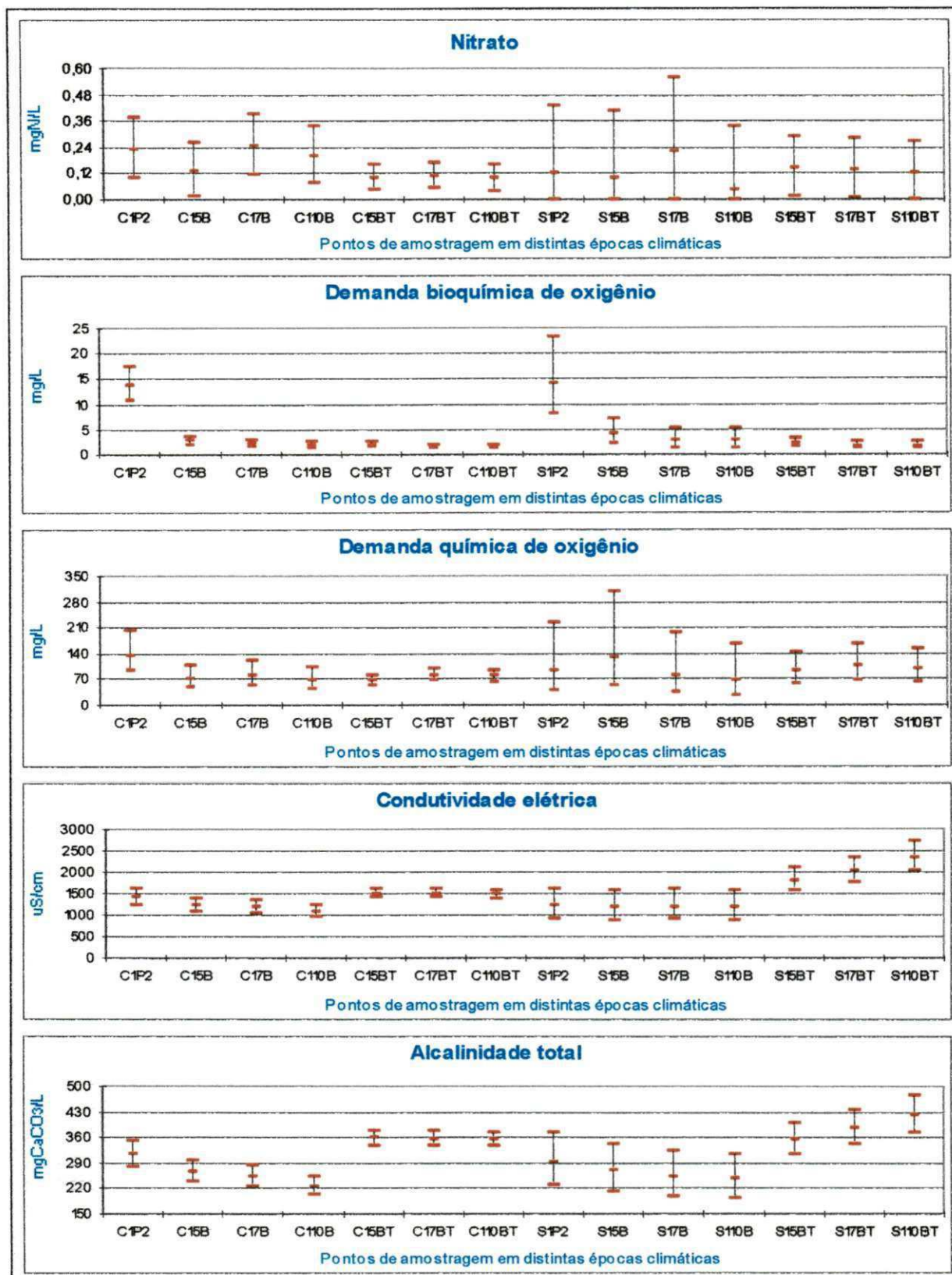


Figura 5.5b - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002.

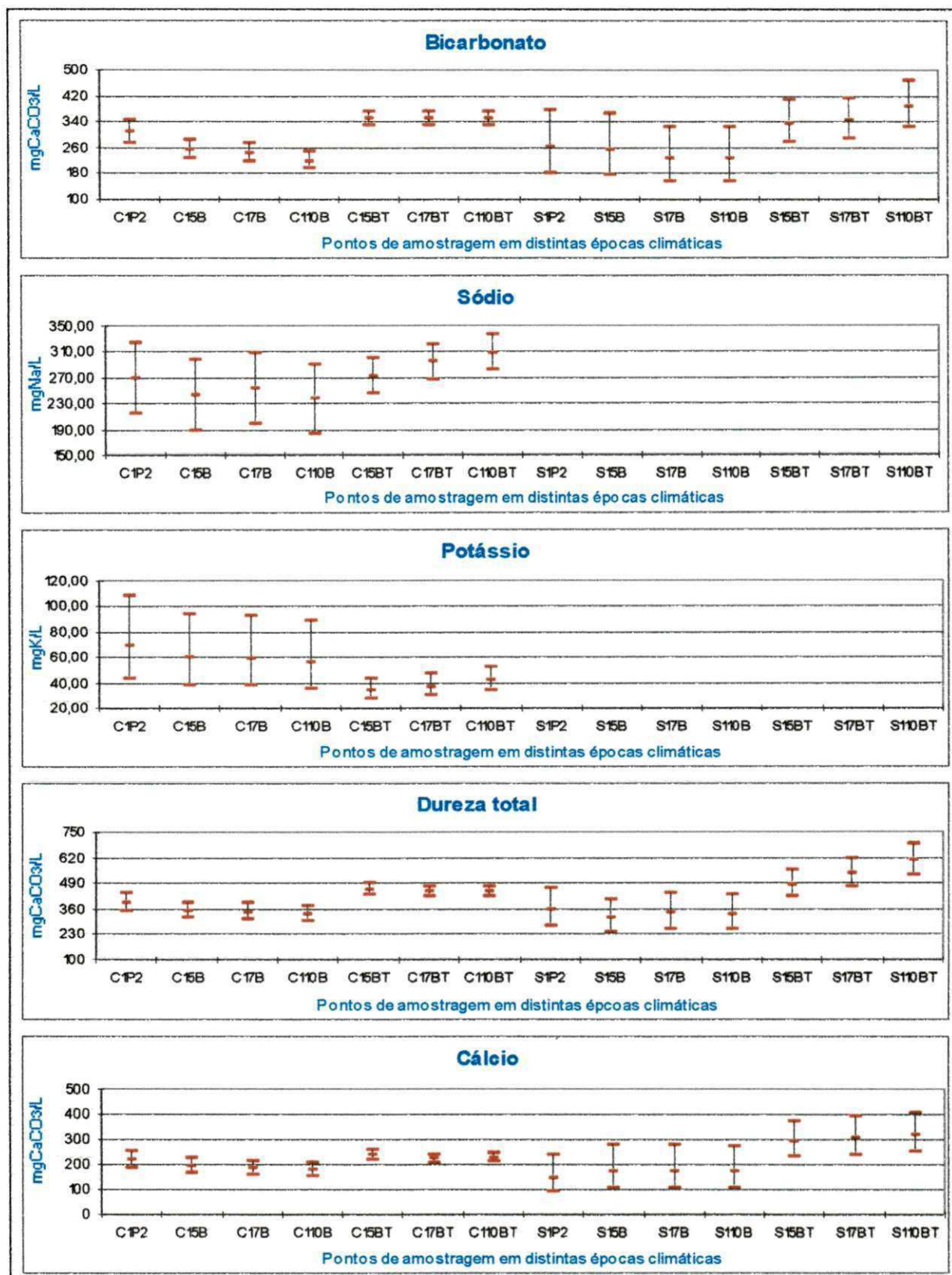


Figura 5.5c - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002.

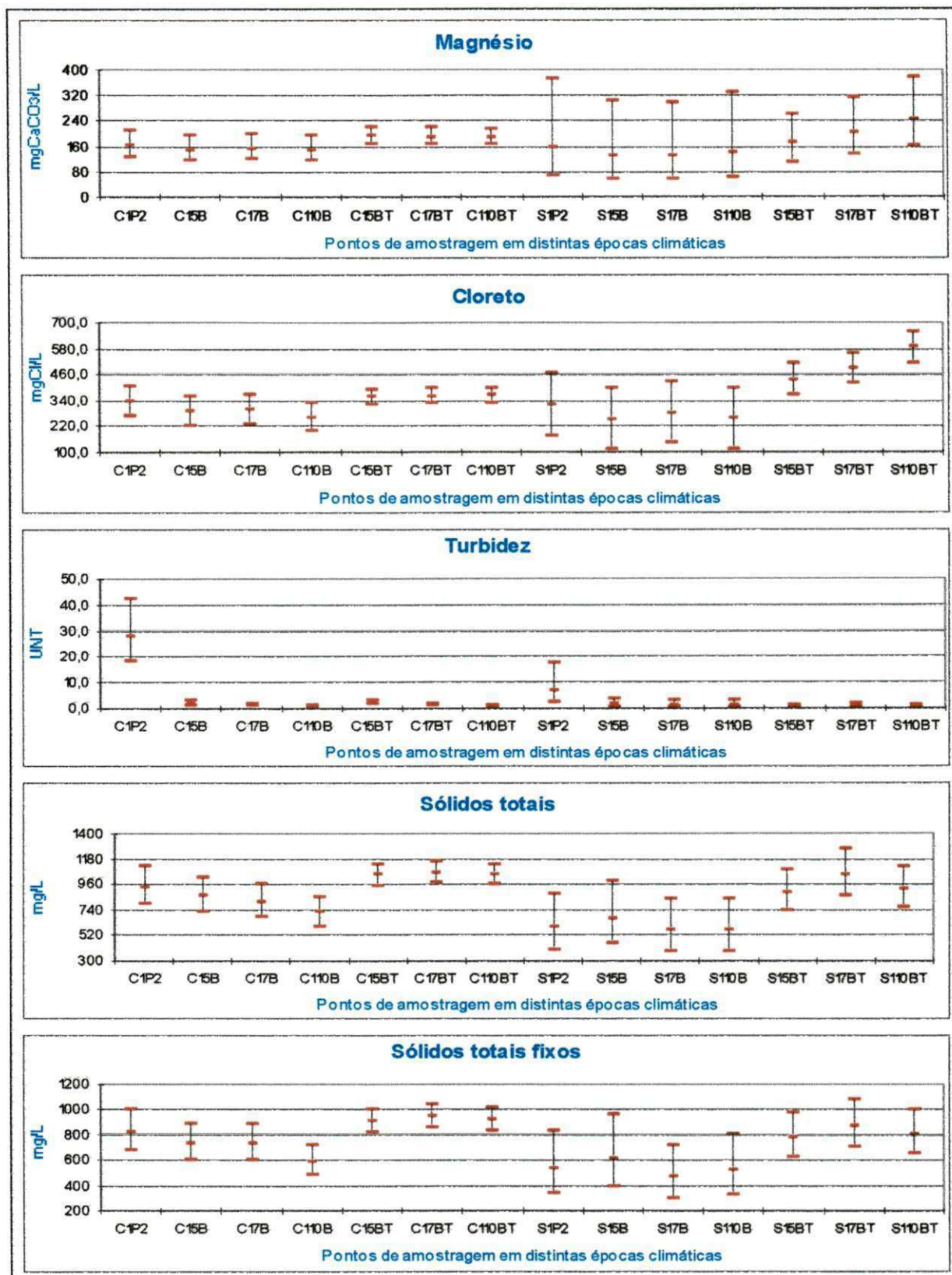


Figura 5.5d - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002.

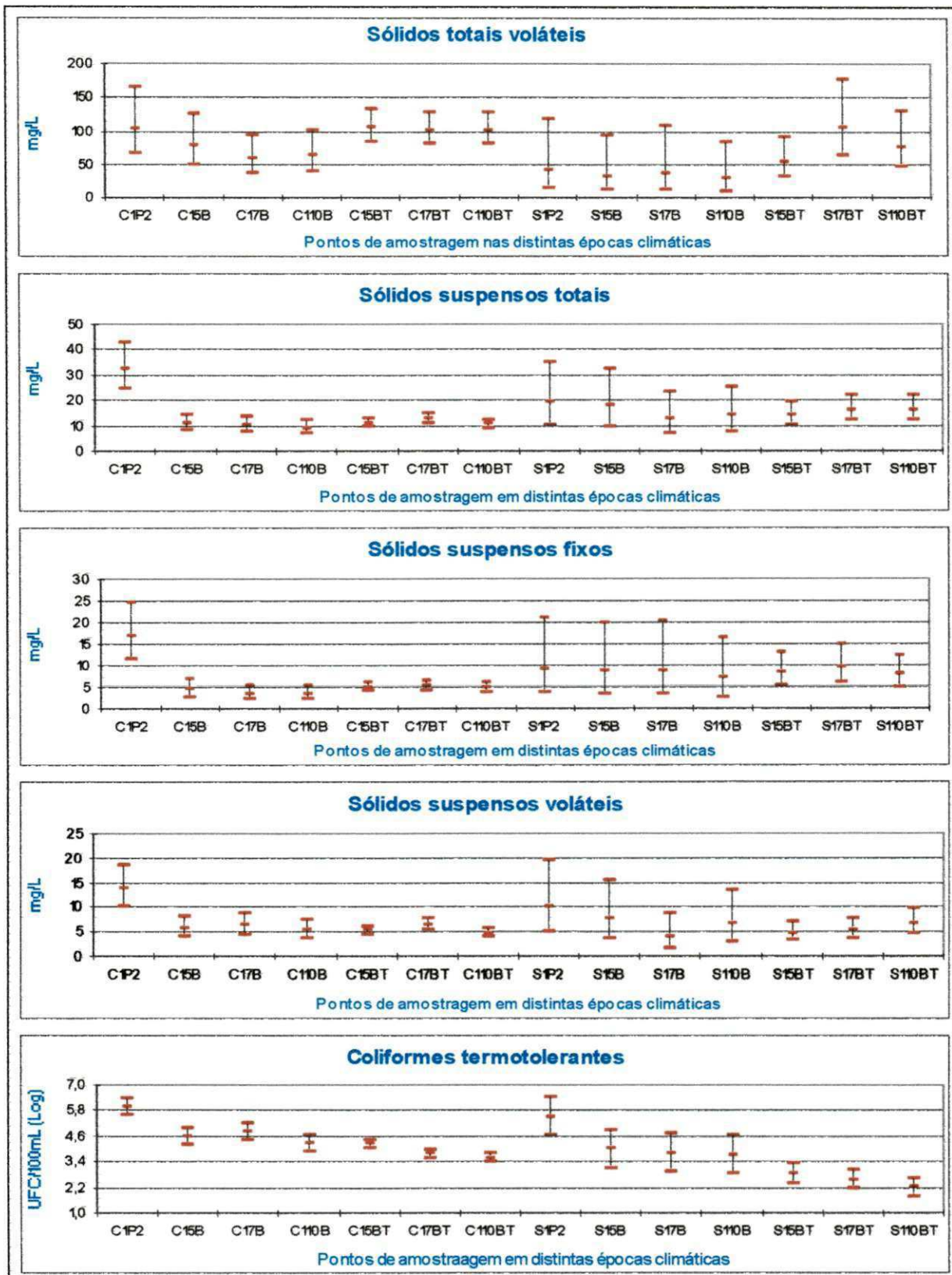


Figura 5.5e - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002.

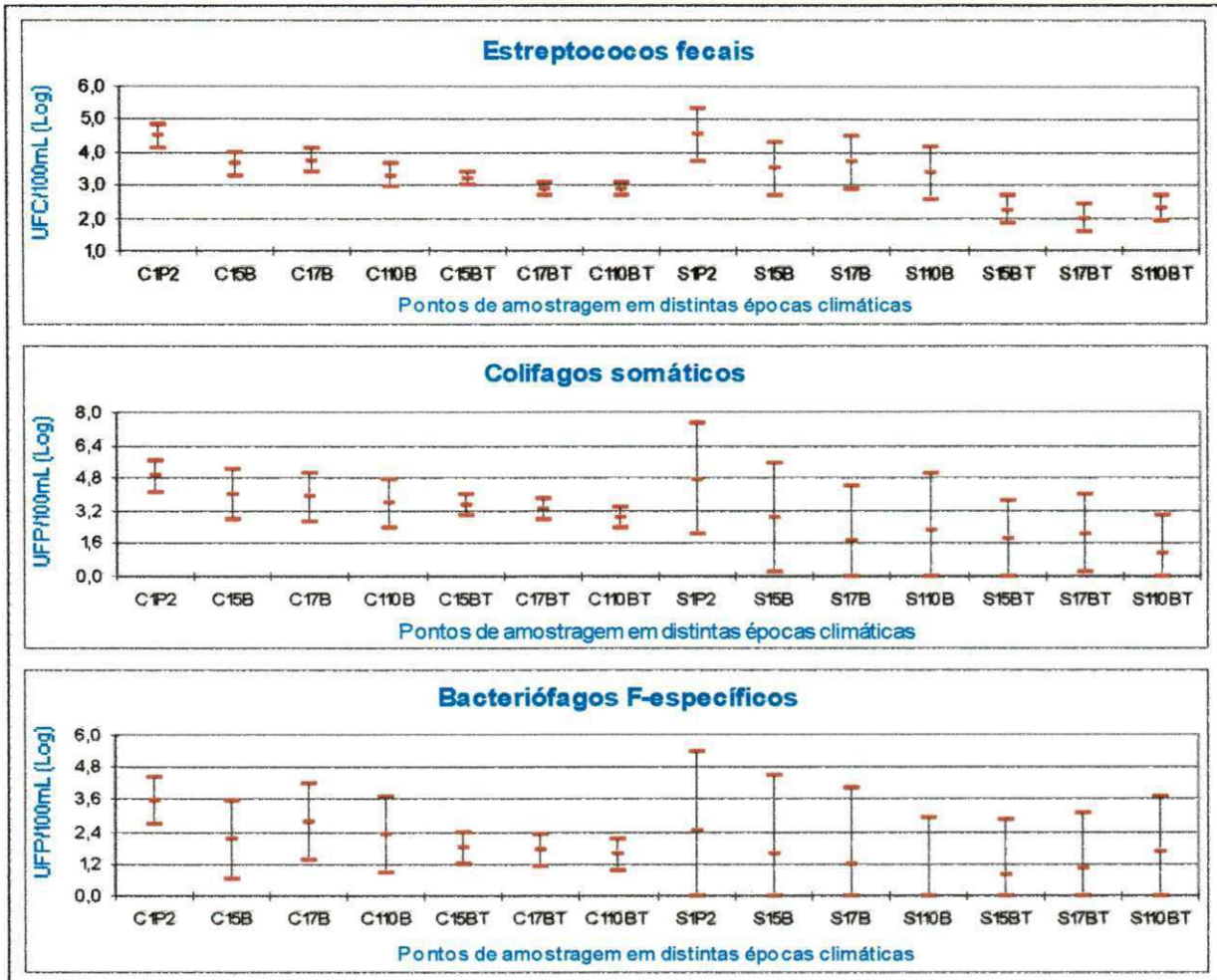


Figura 5.5f - Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 1, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro a Dezembro de 2002.

As variações do pH foram muito pequenas e não significativas. A presença das macrófitas estimulou uma pequena diminuição do pH, enquanto nos tanques não vegetados houve ligeiro aumento, mas sempre com valores próximos à neutralidade (entre 7,30 e 7,84), que, segundo Ferreira (2000), a redução do pH observada nos tanques vegetados pode estar associada ao processo de senescência dos indivíduos destes tanques com a conseqüente decomposição produz ácidos que diminuem o pH.

Ao longo do período monitorado, a condutividade elétrica apresentou pequeno decréscimo nos tanques-controle e aumento nos tanques vegetados. Estes aumentos foram significativos (66% e 93%), na época de seca, para os tempos de detenção hidráulica de 7 e 10 dias, respectivamente.

Alcalinidade, bicarbonato, dureza total, dureza de cálcio e de magnésio, tiveram comportamentos semelhantes em todos os tratamentos.

Fósforo total e ortofosfato solúvel tiveram remoções significativas apenas para os tanques vegetados, tanto na época de chuva como na época de seca. Para fósforo total, estas remoções estiveram entre 74 e 76% e 84 e 87%, correspondendo a concentrações efluentes entre 0,63 e 0,69mgP/L e 0,57 e 0,70mgP/L para as épocas de chuva e de seca, respectivamente. Já para a variável ortofosfato solúvel, estas remoções estiveram entre 86 e 90% e 98 e 100%, com concentrações efluentes entre 0,18 e 0,25mgP/L e 0,00 e 0,05mgP/L, respectivamente.

As remoções de DBO foram significativas em todos os tratamentos, com ou sem presença de macrófitas. Não houve diferença significativa entre os tratamentos com diferentes tempos de detenção hidráulica. Os tanques-controle reduziram entre 79 e 86%, na época de chuva, e entre 71 e 79%, na época de seca, enquanto que os tanques cultivados removeram 86%, nas épocas de chuva e de seca, produzindo efluentes com concentrações médias de 2mg/L.

A importância das macrófitas e do tempo de detenção hidráulica no processo de remoção dos microrganismos foi evidenciada na comparação dos resultados de coliformes termotolerantes e estreptococos fecais nos efluentes dos tanques vegetados e não vegetados. Houve remoção de coliformes termotolerantes na época de chuva, entre 92,66 e 98,10%, e entre 98,06 e 99,59% para os tanques não vegetados e vegetados, respectivamente. Na época de seca, as respectivas remoções estiveram entre 96,95 e 98,35% e entre 99,78 e 99,95%. Para estreptococos fecais, estas remoções estiveram entre 81,78 e 93,42% e entre 94,47 e 97,52%, na época de chuva, e na época de seca estiveram entre 85,65 e 93,18% e entre 99,43 e 99,72% para os tanques não vegetados e vegetados, respectivamente. Como resultado final, as concentrações médias efluentes nos tanques não vegetados e vegetados, na época de chuva, estiveram entre $1,75 \times 10^4$ e $6,77 \times 10^4$ UFC/100mL e entre $3,82 \times 10^3$ e $1,79 \times 10^4$ UFC/100mL para coliformes termotolerantes e entre $2,00 \times 10^3$ e $5,54 \times 10^3$ UFC/100mL e entre $7,53 \times 10^2$ e $1,68 \times 10^3$ UFC/100mL para estreptococos fecais, respectivamente. Já na época seca, as concentrações para os não vegetados e vegetados estiverem entre $5,75 \times 10^3$ e $1,06 \times 10^4$ UFC/100mL e entre $1,68 \times 10^2$ e $7,61 \times 10^2$ UFC/100mL, para coliformes

termotolerantes, e entre $2,45 \times 10^3$ e $5,15 \times 10^3$ UFC/100mL e entre $9,90 \times 10^1$ e $2,03 \times 10^2$ UFC/100mL, para estreptococos fecais, respectivamente.

5.3.2 – Sistema de terras úmidas construídas I - Experimento 2

Os resultados do experimento 2 do sistema de terras úmidas I foram submetidos à análise comparativa ANOVA de três fatores (*época*, *TDH* e *amostra*). Essa análise (Tabelas 5.9 e 5.10) demonstrou a influência da época (C1, S1 e C2) sobre as variáveis temperatura, pH, fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, nitrato, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica, alcalinidade, sódio, potássio, turbidez, sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais, colifagos e bacteriófagos, do tempo de detenção hidráulica (5 e 10 dias) sobre as variáveis amônia, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais e colifagos e do ponto de amostragem (P2, B e BT) sobre quase todas as variáveis, exceto nitrato, potássio e sólidos totais voláteis. Das interações possíveis (*época* x *TDH*, *época* x *amostra*, *TDH* x *amostra* e *época* x *TDH* x *amostra*), foi verificada significância nas interações *época* x *amostra* (para 22 das 28 variáveis) e *TDH* x *amostra* (para apenas 3 das 28 variáveis). Isto é, as variáveis fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, DBO, DQO, condutividade elétrica, alcalinidade total, bicarbonato, sódio, dureza total, cálcio, magnésio, cloreto, turbidez, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais tiveram suas concentrações influenciadas pela combinação do ponto de amostragem e da época e as variáveis amônia, alcalinidade total e coliformes termotolerantes também tiveram suas concentrações influenciadas pela interação do ponto de amostragem e do tempo de detenção hidráulica.

As Figuras 5.6 e 5.7 identificam, através de comparação gráfica (método GT-2), onde ocorreram diferenças significativas nos fatores época, TDH e amostra.

O líquido afluente teve comportamento semelhante ao experimento 1; novamente, a turbidez foi a única variável a apresentar diferença significativa entre as épocas. A turbidez média na época de seca S1 (5,8UNT) foi significativamente menor que nas épocas de chuva C1 (27,9UNT) e C2 (63,8UNT).

Tabela 5.9 – Valores médios das variáveis e reduções (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 10B, 5BT e 10BT) no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

Variável		Valor médio da variável					Redução (%)			
		Afluente P2	Controles		Vegetados		Controles		Vegetados	
			5B	10B	5BT	10BT	5B	10B	5BT	10BT
T (°C)	C1	23,9	22,7	22,5	22,3	22,5	5	6	7	6
	S1	23,1	22,8	23,0	22,1	22,6	1	0	4	2
	C2	22,4	21,6	21,6	21,1	21,9	4	4	6	2
pH	C1	7,58	7,84	7,70	7,33	7,43	-3	-2	3	2
	S1	7,58	7,74	7,74	7,36	7,41	-2	-2	3	2
	C2	7,19	7,41	7,51	7,04	7,03	-3	-4	2	2
Pt (mgP/L)	C1	2,66	1,78	1,68	0,69	0,63	33	37	74	76
	S1	3,77	2,90	2,93	0,51	0,49	23	22	86	87
	C2	3,16	3,13	2,51	0,46	0,42	1	21	85	87
Orto (mgP/L)	C1	1,83	1,27	1,30	0,24	0,25	31	29	87	86
	S1	2,44	1,78	1,83	0,03	0,00	27	25	99	100
	C2	2,14	2,37	1,92	0,21	0,07	-11	10	90	97
Am (mgN/L)	C1	12,6	3,7	0,3	0,3	0,1	71	98	98	99
	S1	21,5	5,7	0,6	0,0	0,0	74	97	100	100
	C2	23,8	4,9	2,5	0,1	0,0	79	90	100	100
Nit (mgN/L)	C1	0,23	0,13	0,20	0,10	0,10	44	13	56	56
	S1	0,08	0,07	0,03	0,11	0,10	12	62	-38	-25
	C2	0,37	0,19	0,20	0,15	0,16	49	46	59	57
DBO (mg/L)	C1	14	3	2	2	2	79	86	86	86
	S1	13	4	3	3	2	69	77	77	85
	C2	21	4	4	2	1	81	81	90	95
DQO (mg/L)	C1	137	74	69	65	79	46	50	53	42
	S1	95	78	69	66	86	18	27	31	9
	C2	108	45	61	107	100	58	44	1	7
CE (µS/cm)	C1	1420	1234	1090	1506	1490	13	23	-6	-5
	S1	1193	1149	1140	1973	2536	4	4	-65	-113
	C2	1159	1004	952	1685	1775	13	18	-45	-53
Alc (mgCaCO ₃ /L)	C1	314	267	227	359	355	15	28	-14	-13
	S1	278	256	233	387	468	8	16	-39	-68
	C2	349	295	274	467	524	16	21	-34	-50
Bic (mgCaCO ₃ /L)	C1	309	255	219	349	352	17	29	-13	-14
	S1	252	240	213	389	469	5	15	-54	-86
	C2	273	235	215	378	420	14	21	-38	-54
Na (mgNa/L)	C1	269,44	244,59	237,02	272,22	308,57	9	12	-1	-14
	S1	135,11	138,55	146,14	429,28	657,20	-2	-8	-218	-386
	C2	155,29	151,48	146,73	322,16	332,14	2	6	-107	-114
K (mgK/L)	C1	69,01	59,69	56,27	34,35	42,32	14	18	50	39
	S1	12,85	12,62	14,54	11,71	16,18	2	-13	9	-26
	C2	21,34	18,45	18,16	20,26	18,92	14	15	5	11
Dur (mgCaCO ₃ /L)	C1	395	352	336	462	446	11	15	-17	-13
	S1	336	313	323	520	655	7	4	-55	-95
	C2	313	287	296	512	553	8	5	-64	-77

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.9 – Valores médios das variáveis e reduções (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 10B, 5BT e 10BT) no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

Variável	Valor médio da variável						Redução (%)			
	Afluente	Controles		Vegetados		Controles		Vegetados		
		P2	5B	10B	5BT	10BT	5B	10B	5BT	10BT
Ca (mgCaCO ₃ /L)	C1	219	196	179	239	229	10	18	-9	-5
	S1	152	169	172	305	348	-11	-13	-101	-129
	C2	174	162	149	287	296	7	14	-65	-70
Mg (mgCaCO ₃ /L)	C1	163	149	149	195	191	9	9	-20	-17
	S1	148	136	136	217	305	8	8	-47	-106
	C2	136	124	142	219	252	9	-4	-61	-85
Cl (mgCl/L)	C1	337,4	293,7	264,5	359,6	365,9	13	22	-7	-8
	S1	270,9	228,5	226,9	476,9	633,0	16	16	-76	-134
	C2	203,6	194,4	219,2	450,3	451,9	4	-8	-121	-122
Tur (UNT)	C1	27,9	1,9	0,8	2,3	1,1	93	97	92	96
	S1	5,8	1,3	1,1	1,0	0,9	78	81	83	84
	C2	63,8	1,7	1,4	3,2	1,2	97	98	95	98
ST (mg/L)	C1	940	858	716	1042	1044	9	24	-11	-11
	S1	605	1000	849	1264	1215	-65	-40	-109	-101
	C2	1490	1216	1557	1562	1556	18	-4	-5	-4
STF (mg/L)	C1	827	734	596	913	926	11	28	-10	-12
	S1	546	620	562	953	1040	-14	-3	-74	-90
	C2	700	581	577	1110	1180	17	18	-59	-69
STV (mg/L)	C1	104	79	64	106	102	24	38	-2	2
	S1	47	94	86	116	115	-100	-83	-147	-145
	C2	449	279	485	242	217	38	-8	46	52
SST (mg/L)	C1	33	11	9	11	11	67	73	67	67
	S1	15	13	13	15	18	13	13	0	-20
	C2	35	12	17	18	18	66	51	49	49
SSF (mg/L)	C1	17	4	3	5	5	76	82	71	71
	S1	6	7	5	7	9	-17	17	-17	-50
	C2	19	7	9	10	10	63	53	47	47
SSV (mg/L)	C1	14	6	5	5	5	57	64	64	64
	S1	9	6	7	6	7	33	22	33	22
	C2	15	5	7	7	7	67	53	53	53
CF (UFC/100mL)	C1	9,23x10 ⁵	3,96x10 ⁴	1,75x10 ⁴	1,79x10 ⁴	3,82x10 ³	95,71	98,10	98,06	99,59
	S1	3,87x10 ⁵	1,39x10 ⁴	5,37x10 ³	8,30x10 ²	1,61x10 ²	96,41	98,61	99,79	99,96
	C2	1,04x10 ⁶	4,07x10 ⁴	1,65x10 ⁴	1,56x10 ³	3,16x10 ²	96,09	98,41	99,85	99,97
EF (UFC/100mL)	C1	3,04x10 ⁴	4,39x10 ³	2,00x10 ³	1,68x10 ³	7,91x10 ²	85,56	93,42	94,47	97,40
	S1	3,44x10 ⁴	2,77x10 ³	1,35x10 ³	1,33x10 ²	8,72x10 ¹	91,95	96,08	99,61	99,75
	C2	8,44x10 ⁴	1,07x10 ⁴	3,30x10 ³	3,97x10 ²	6,03x10 ¹	87,32	96,09	99,53	99,93
Cf _g (UFP/100mL)	C1	7,70x10 ⁴	1,03x10 ⁴	3,48x10 ³	3,32x10 ³	7,33x10 ²	86,62	95,48	95,69	99,05
	S1	3,30x10 ⁴	9,48x10 ²	3,07x10 ²	1,19x10 ²	2,48x10 ¹	97,13	99,07	99,64	99,92
	C2	2,93x10 ⁴	1,08x10 ³	5,18x10 ²	2,77x10 ²	2,98x10 ¹	96,31	98,23	99,05	99,90
Bf _g (UFP/100mL)	C1	3,32x10 ³	1,23x10 ²	1,90x10 ²	6,40x10 ¹	3,45x10 ¹	96,30	94,28	98,07	98,96
	S1	5,55x10 ²	2,57x10 ¹	1,28x10 ¹	1,80x10 ¹	1,37x10 ¹	95,37	97,69	96,76	97,53
	C2	4,50x10 ³	5,53x10 ²	1,26x10 ²	2,82x10 ¹	5,33x10 ⁰	87,71	97,20	99,38	99,88

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cf_g = coliformes somáticos, Bf_g = bacteriófagos F- específicos, UFC = unidades formadoras de colônia, UFP = unidades formadoras de placas.

Tabela 5.10 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

Fonte de		Quadrados médios								
Variação	Gl	T °C	pH	PT mgP/L	Orto mgP/L	Am mgN/L	Nit mgN/L	DBO mg/L	DQO mg/L	CE µS/cm
Época (E)	2	20,020**	2,043**	0,120*	2,990**	0,493**	0,03593**	0,193**	0,03555	0,04495*
TDH (D)	1	1,096	0,007846	0,006968	0,147	1,207**	0,00004223	0,126*	0,02258	0,001178
Amostra (A)	2	18,598**	2,812**	4,532**	95,492**	28,404**	0,02083	9,800**	0,604**	1,043**
E x D	2	0,447	0,01030	0,002060	0,182	0,05286	0,001141	0,005535	0,0009932	0,01407
E x A	4	1,807	0,01121	0,148**	2,983**	0,357**	0,01110	0,127**	0,245*	0,172**
D x A	2	1,477	0,02191	0,002211	0,04171	0,844**	0,0001048	0,03817	0,01718	0,02416
E x D x A	4	0,212	0,05861	0,001770	0,06870	0,05920	0,0009150	0,01568	0,03573	0,006914
Resíduo	354	2,371	0,09819	0,03352	0,288	0,03390	0,007367	0,02817	0,09491	0,01402
Total	371	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte de		Quadrados médios								
Variação	Gl	Alc mgCaCO ₃ /L	Bic mgCaCO ₃ /L	Na mgNa ⁺ /L	K mgK ⁺ /L	Dur mgCaCO ₃ /L	Ca mgCaCO ₃ /L	Mg mgCaCO ₃ /L	Cl mgCl ⁻ /L	Tur UNT
Época (E)	2	0,114**	0,001151	50796,218*	4,583**	0,02047	0,01557	0,007329	45193,884	2,761**
TDH (D)	1	0,0001090	0,0002606	21054,915	0,01540	0,008416	0,0001077	0,03043	13132,831	0,948**
Amostra (A)	2	0,934**	0,848**	657727,31**	0,08271	1,121**	1,020**	0,949**	1171364,8**	25,284**
E x D	2	0,008977	0,004311	9363,618	0,009626	0,01232	0,005702	0,01417	15743,839	0,161
E x A	4	0,04731**	0,05839**	185147,36**	0,162	0,120**	0,200**	0,101**	238492,60**	0,818**
D x A	2	0,03815*	0,03152	33270,469	0,01529	0,01058	0,005952	0,02025	22061,264	0,323
E x D x A	4	0,004750	0,003070	11555,169	0,01181	0,008003	0,002274	0,01527	17642,281	0,09598
Resíduo	354	0,01164	0,01311	11934,188	0,09526	0,01258	0,01694	0,04051	19163,390	0,108
Total	371	-	-	-	-	-	-	-	-	-

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.10 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no Campus da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

Fonte de		Quadrados médios									
Varição	Gl	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Cfg UFP/100mL	Bfg UFP/100mL
Época (E)	2	0,743**	0,07849	5,629**	0,320**	0,688**	0,06808	10,559**	2,799**	11,454**	4,090*
TDH (D)	1	0,001890	0,002282	0,0008626	0,01398	0,0001220	0,04332	5,587**	3,317**	3,841*	0,922
Amostra (A)	2	0,379**	1,151**	0,02181	1,264**	1,021**	1,254**	136,925**	92,545**	53,211**	37,122**
E x D	2	0,01610	0,007037	0,03985	0,03535	0,01705	0,04043	0,005852	0,245	0,006630	0,437
E x A	4	0,153**	0,132**	0,685*	0,495**	0,700**	0,158*	4,811**	5,856**	1,430	1,390
D x A	2	0,0005382	0,02091	0,01615	0,003462	0,01852	0,01255	2,192*	0,855	1,434	0,290
E x D x A	4	0,01490	0,002731	0,05346	0,01983	0,02262	0,01355	0,001267	0,153	0,06606	0,152
Resíduo	354	0,04109	0,02827	0,206	0,04772	0,07668	0,05155	0,469	0,420	0,736	1,146
Total	371	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, Cfg = colifagos somáticos, Bfg = bacteriófagos F-específicos, ND = não determinado, Gl = graus de liberdade, ** = significante a 1% pelo teste F, * = significante a 5% pelo teste F.

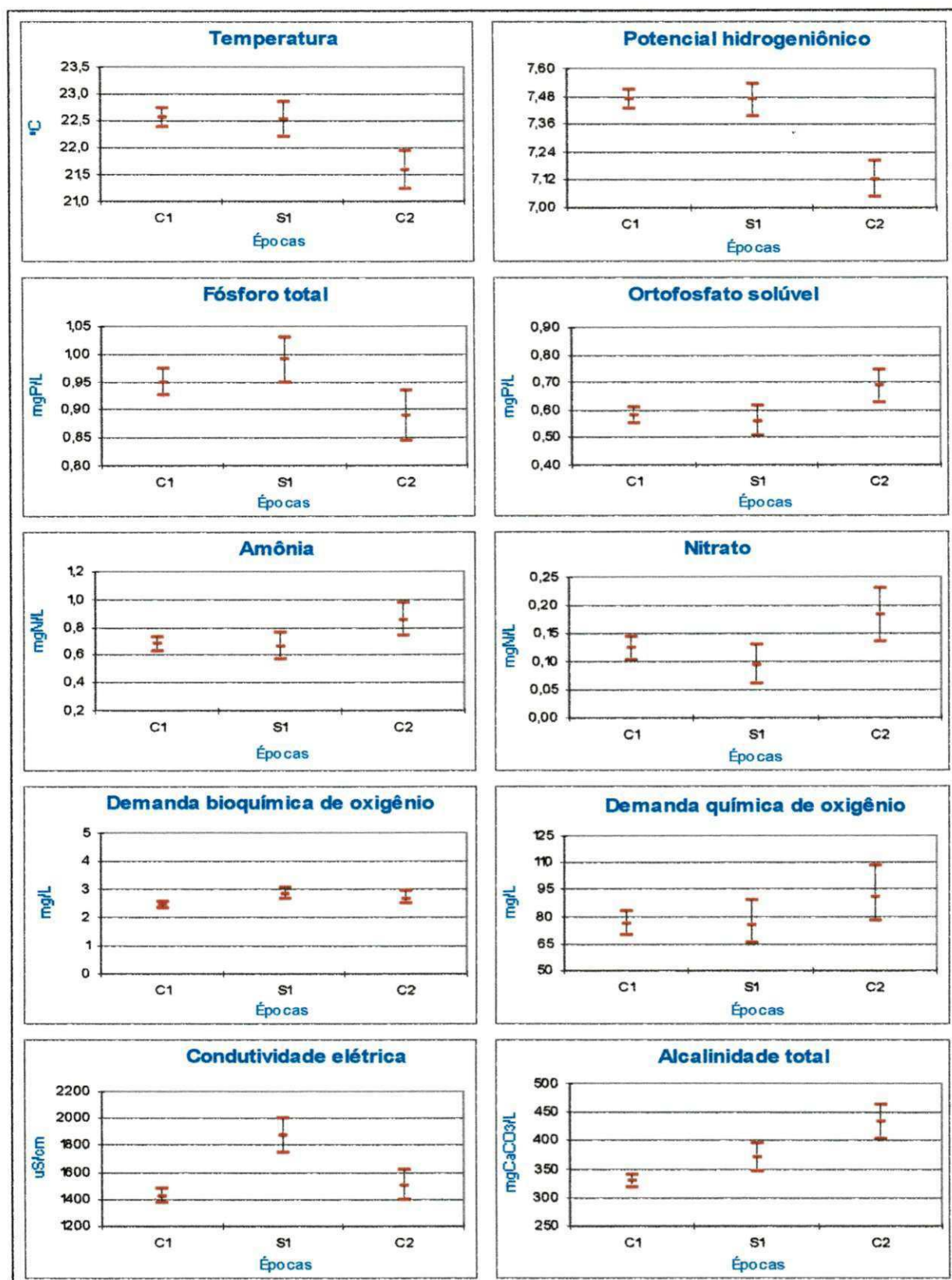


Figura 5.6a – Comparação gráfica entre as épocas, pelo método GT-2, no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

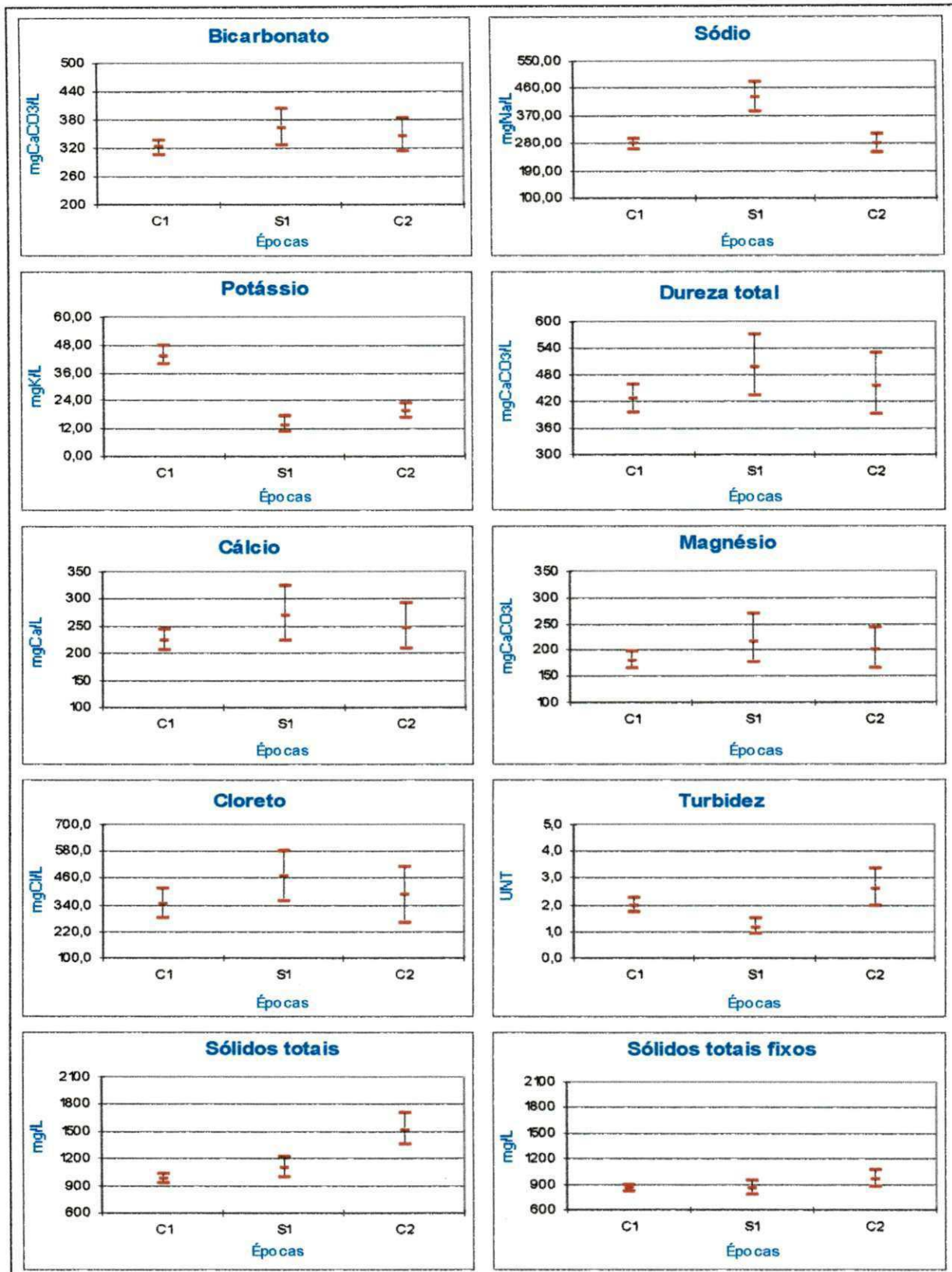


Figura 5.6b – Comparação gráfica entre as épocas, pelo método GT-2, no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

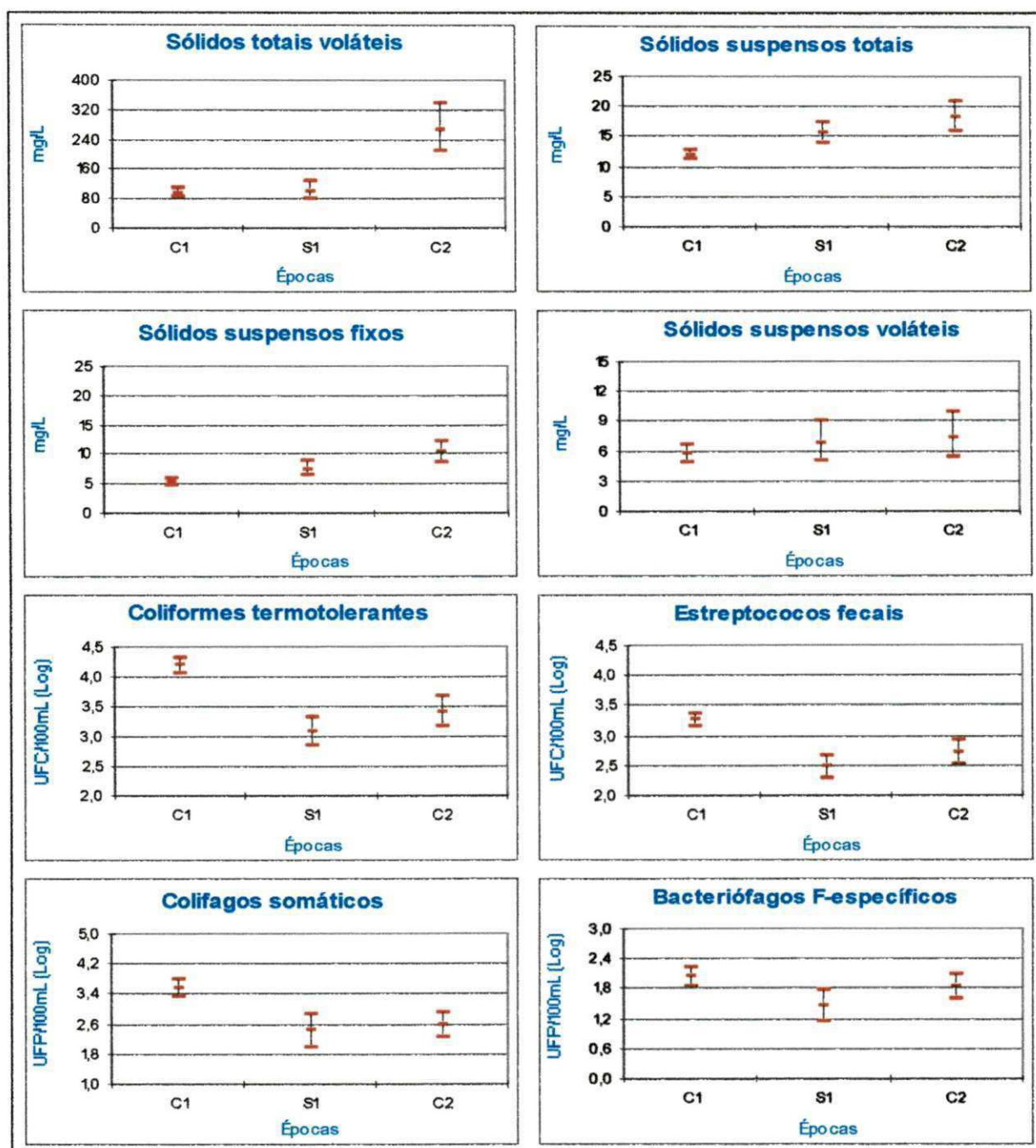


Figura 5.6c – Comparação gráfica entre as épocas, pelo método GT-2, no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

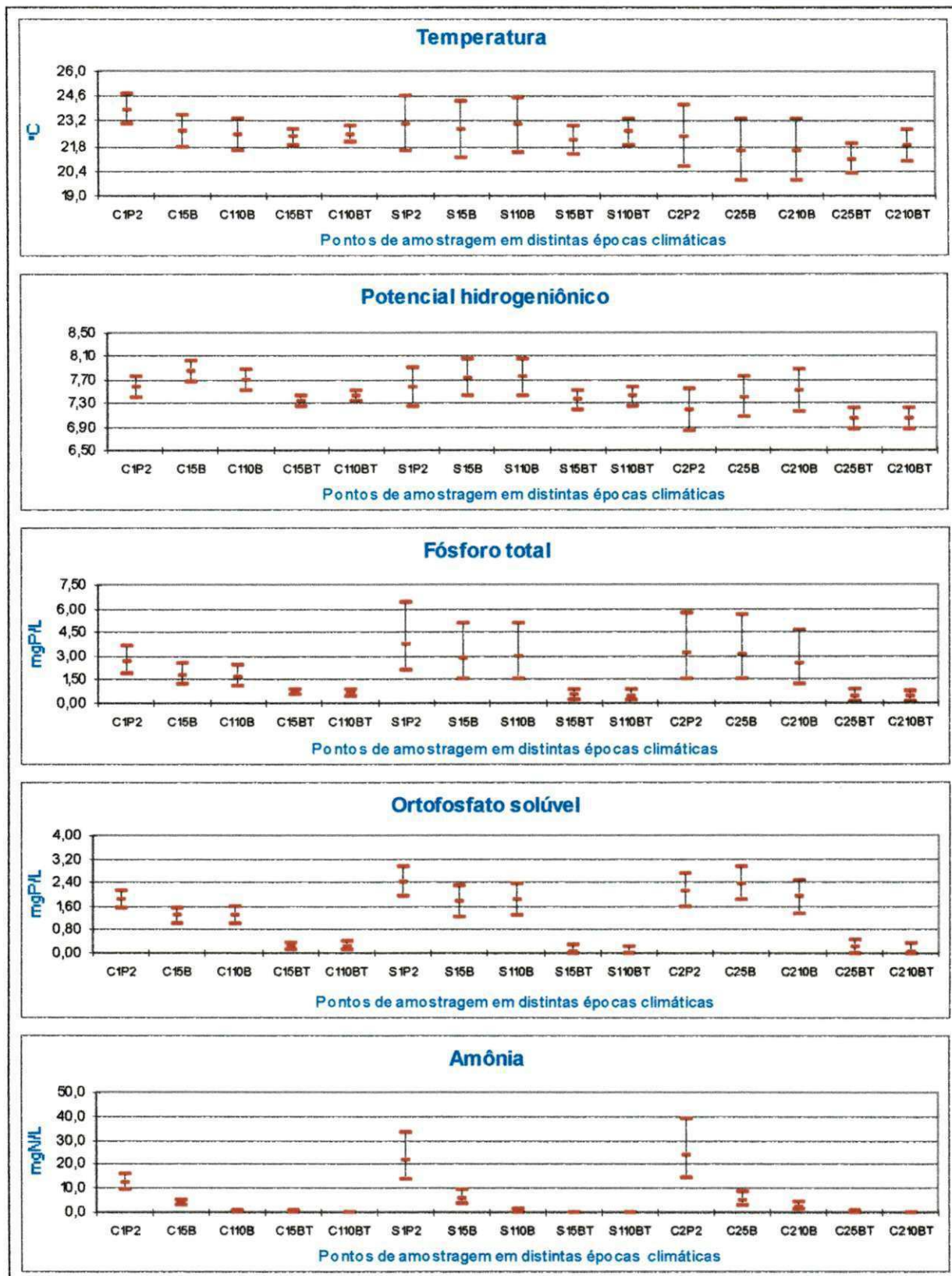


Figura 5.7a – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

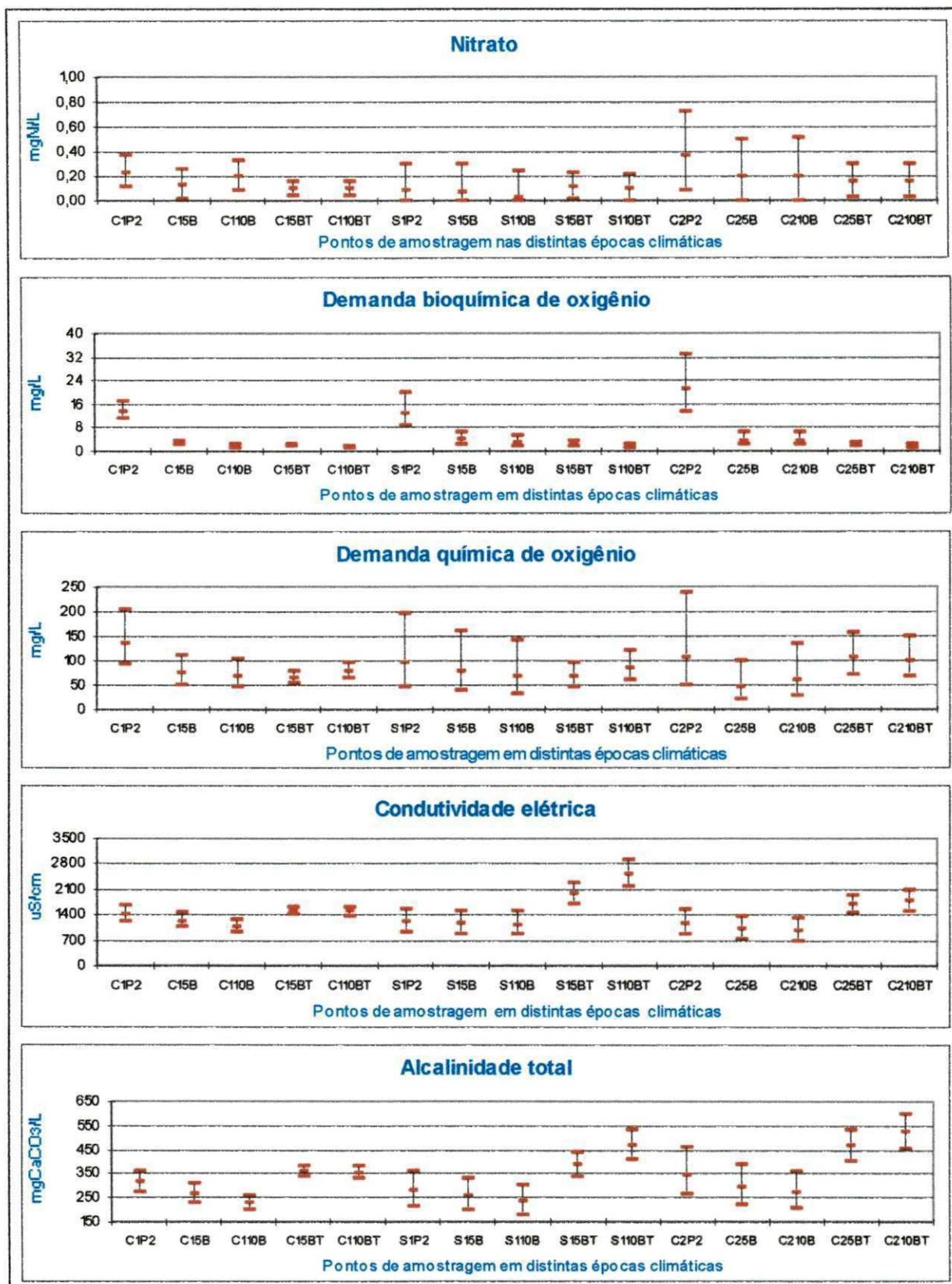


Figura 5.7b – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

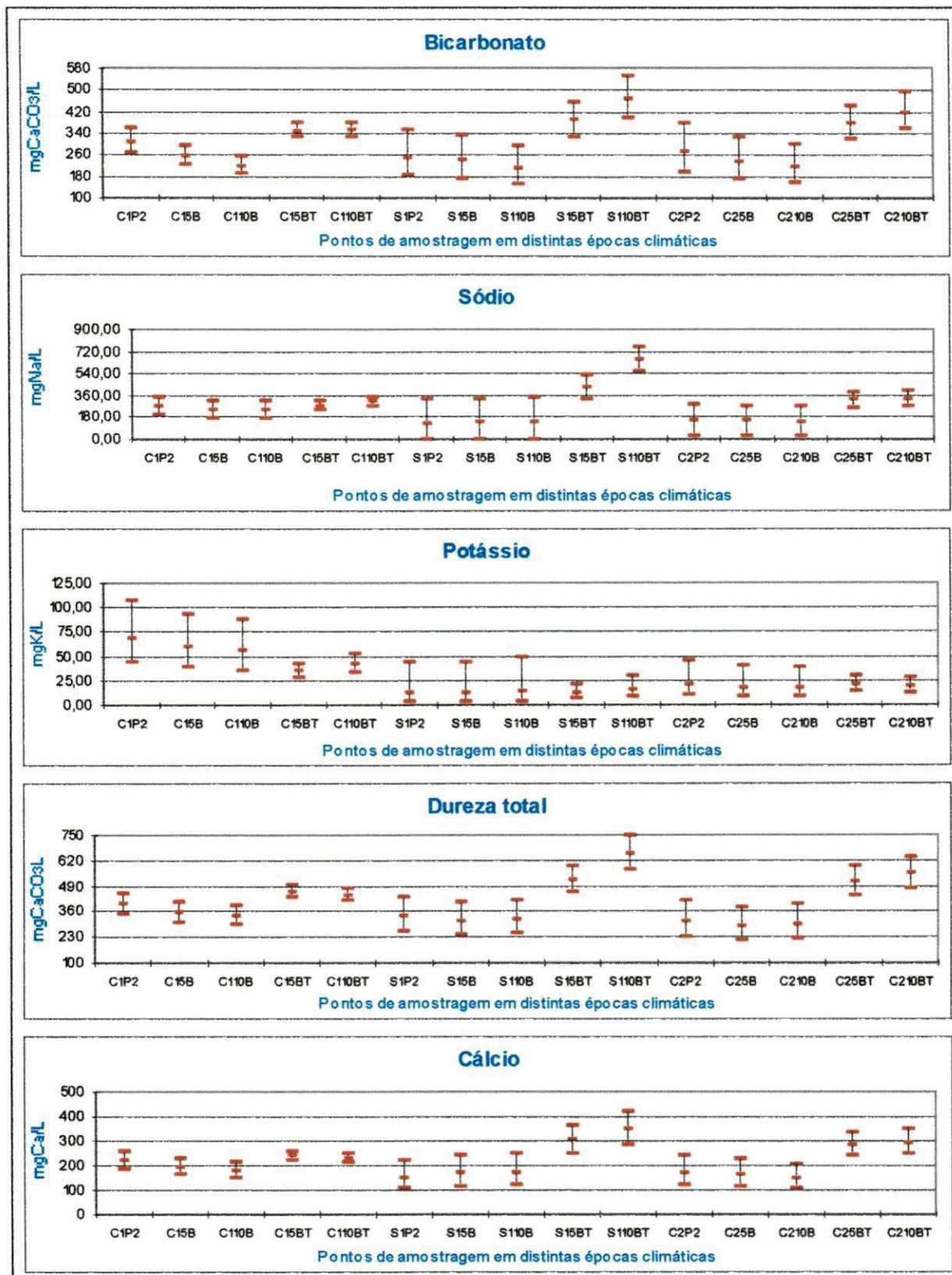


Figura 5.7c – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

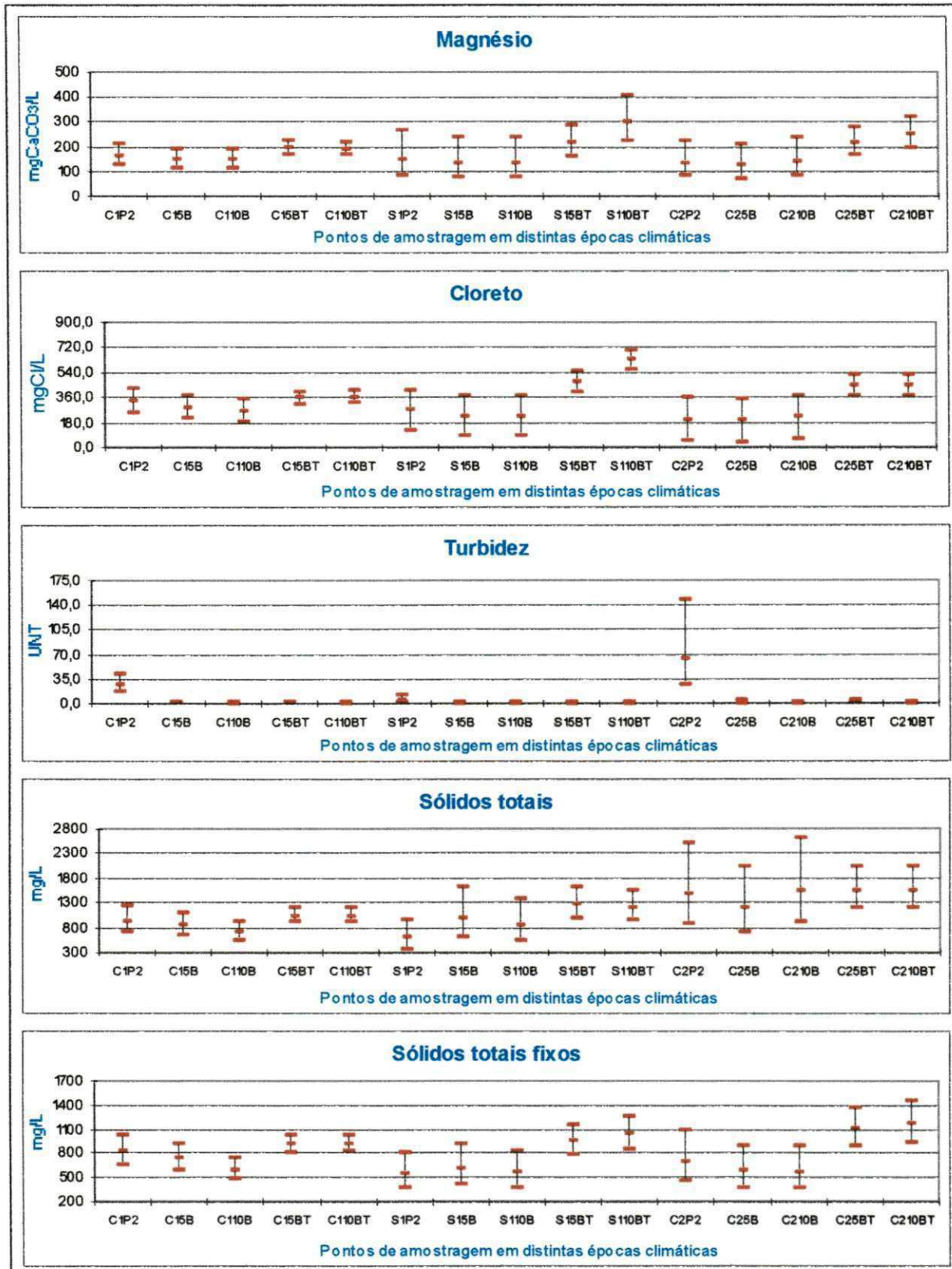


Figura 5.7d – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

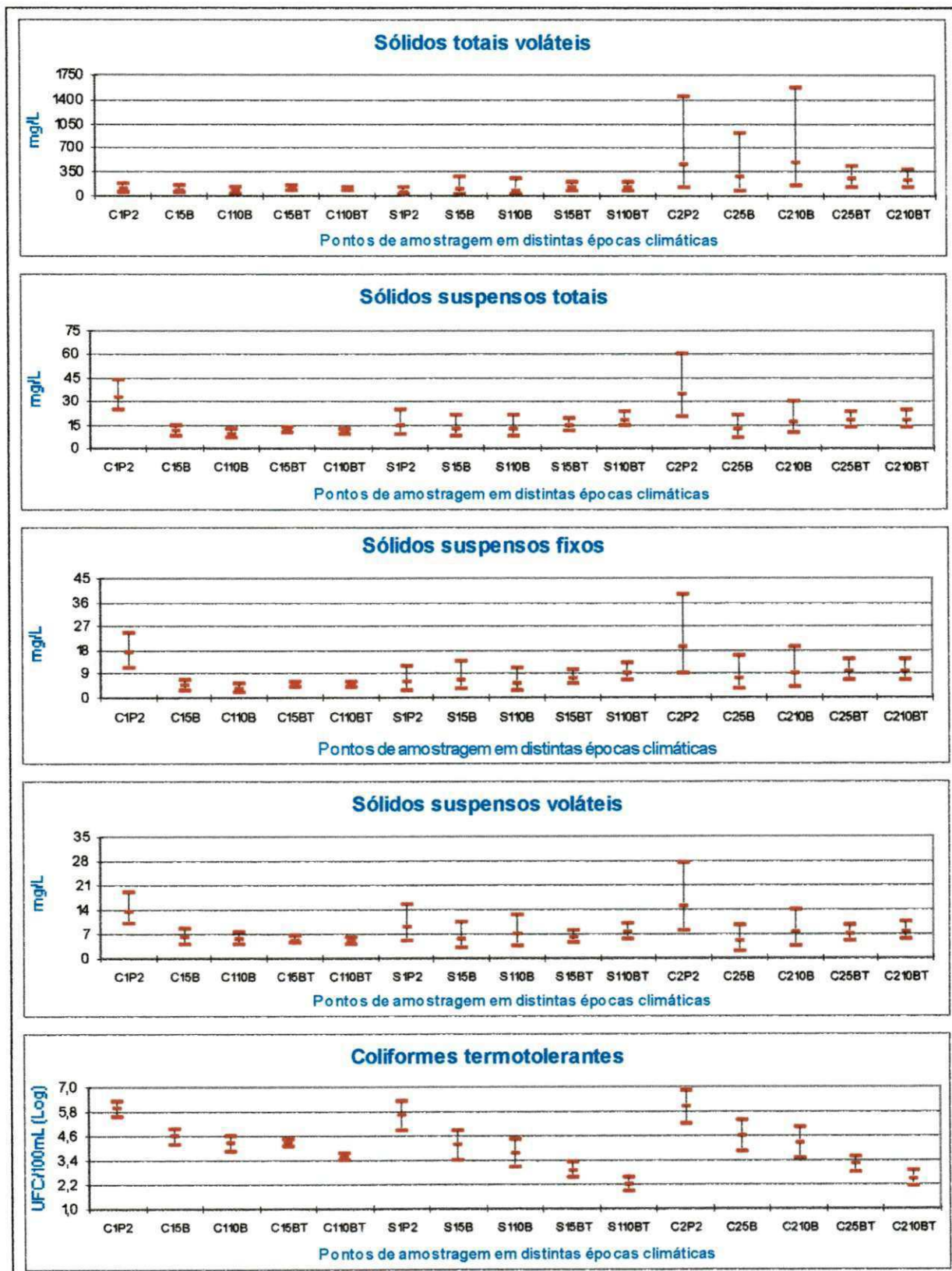


Figura 5.7e – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

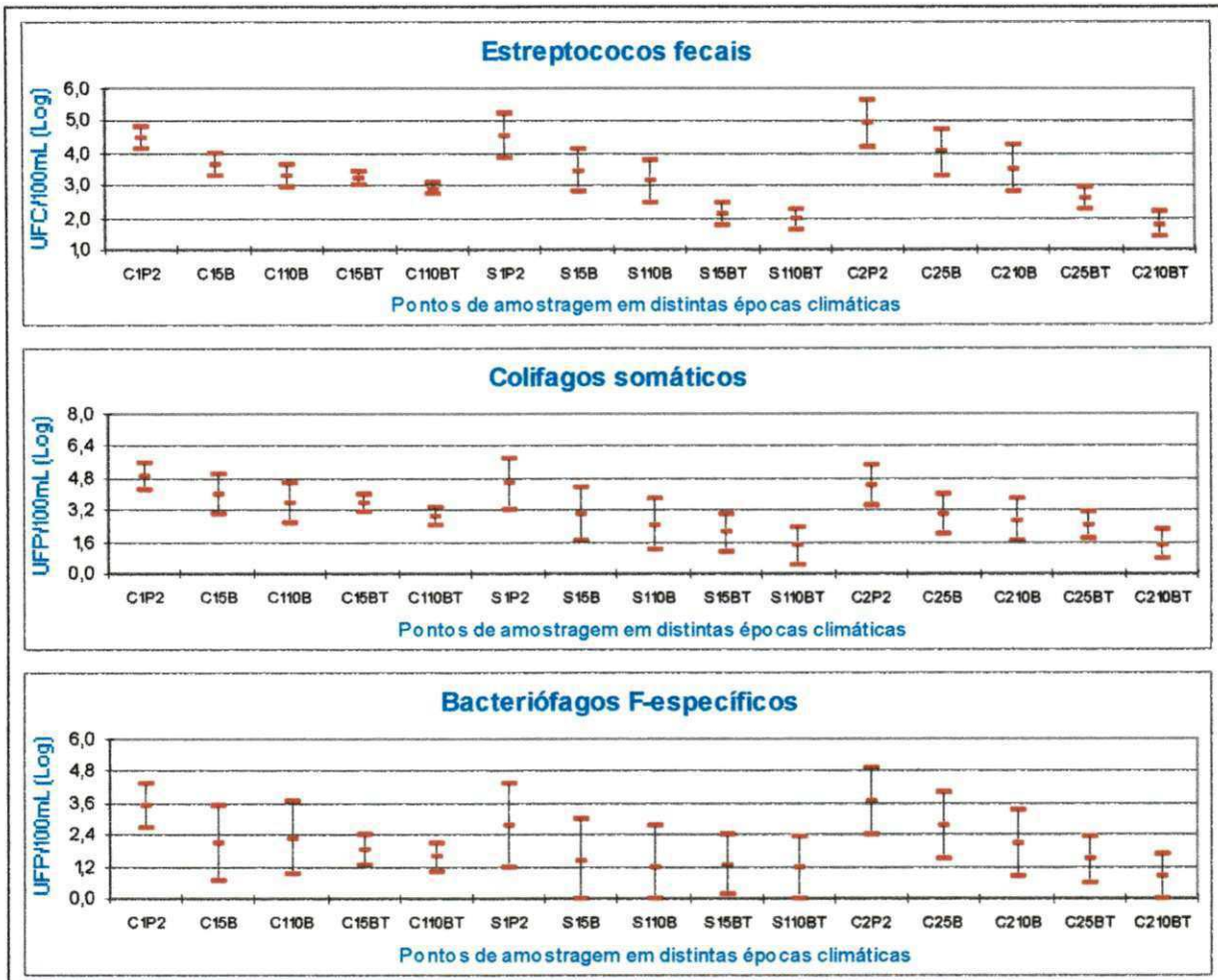


Figura 5.7f – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de chuva (C1 e C2) e de seca (S1) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas I – experimento 2, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Janeiro de 2000 a Julho de 2001.

Comparando os efluentes dos tanques-controle, TDH de 5 e 10 dias, foi observada existência de diferenças significativas apenas para as variáveis amônia e turbidez. As concentrações médias destas variáveis foram sempre menores para o TDH de 10 dias e significativamente diferentes na época de chuva C1, para amônia (3,7mgN/L e 0,3mgN/L para os TDH de 5 e 10 dias, respectivamente) e turbidez (1,9UNT e 0,8UNT para os TDH de 5 e 10 dias, respectivamente), e na época de seca S1 para amônia (5,7mgN/L e 0,6mgN/L para os TDH de 5 e 10 dias, respectivamente).

Para os tanques vegetados, as variáveis turbidez, sódio, cloreto, coliformes fecais e estreptococos fecais foram as que apresentaram comportamento significativamente diferente

entre os tempos de detenção hidráulica de 5 e 10 dias. As diferenças significativas ocorreram na época C1 para turbidez (2,3 e 1,1UNT, respectivamente) e coliformes termotolerantes ($1,79 \times 10^4$ e $3,82 \times 10^3$ UFC/100mL, respectivamente), na época S1 para sódio (429,28 e 657,20mgNa/L, respectivamente), cloreto (476,9 e 633,0mgCl/L, respectivamente) e coliformes termotolerantes ($8,30 \times 10^2$ e $1,61 \times 10^2$ UFC/100mL) e na época C2 para turbidez (3,2 e 1,2UNT) e estreptococos fecais ($3,97 \times 10^2$ e $6,03 \times 10^1$ UFC/100mL).

Na comparação entre o líquido afluente (P2) e os efluentes dos tanques vegetados (5 e 10 dias), as variáveis fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, DBO, turbidez, coliformes termotolerantes, estreptococos fecais e colifagos apresentaram reduções significativas nas três épocas estudadas (C1, S1 e C2). Também foram significativas as remoções para DQO e potássio (no TDH de 5 dias); sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis e bacteriófagos (nos TDH de 5 e 10 dias) na época de chuva C1. Para sólidos totais (no TDH de 5 dias); alcalinidade total, bicarbonato, sódio e cloreto (no TDH de 10 dias); condutividade elétrica, dureza total e cálcio (nos TDH de 5 e 10 dias), na época de seca S1, e para cálcio (TDH de 10 dias), dureza total, cloreto e bacteriófagos (nos TDH de 5 e 10 dias), na época de chuva C2.

O fósforo total foi reduzido entre 74 e 87%, com valores efluentes para os tempos de detenção hidráulica de 5 e 10 dias de 0,69 e 0,63mgP/L na época C1; de 0,51 e 0,49mgP/L na época S1 e de 0,46 e 0,42mg/L na época C2, respectivamente. Ortofosfato solúvel foi removido entre 86 e 100% atingindo valores efluentes de 0,24 e 0,25mgP/L para a época C1, de 0,03 e 0,00mgP/L na época S1 e de 0,21 e 0,07mgP/L na época C2, nos TDH de 5 e 10 dias, respectivamente.

Independentemente da existência ou não da vegetação, amônia, DBO, turbidez, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais foram removidos significativamente, entretanto as maiores remoções ocorreram nos tanques vegetados com TDH de 10 dias. Nos tanques vegetados, para os TDH de 5 e 10 dias, estes valores estiveram entre 0,0 e 0,3mgN/L (remoção entre 98 e 100%) para amônia, entre 1 e 3mg/L (remoção entre 77 e 95%) para DBO, entre 0,9 e 3,2UNT (remoção entre 83 e 98%) para turbidez, entre $1,61 \times 10^2$ e $1,79 \times 10^4$ UFC/100mL (remoção entre 98,06 e 99,85%) para coliformes termotolerantes e entre $6,03 \times 10^1$ e $1,68 \times 10^3$ UFC/100mL (remoção entre 94,47 e 99,93%) para estreptococos fecais.

O sistema de terras úmidas construídas I, experimentos 1 e 2, funcionou como um pós tratamento do ecossistema natural de terras úmidas. O afluente, que ainda apresentava elevado teor de poluição orgânica e contaminação fecal, após atravessar o sistema de terras úmidas construídas I, teve remoções significativas de modo a produzir efluente de excelente qualidade que pode ser enquadrado aos padrões nacionais de lançamento (CONAMA N.º 20, 1986).

Considerando que os melhores resultados foram registrados sempre para o efluente com TDH de 10 dias, tem-se que:

1. As concentrações médias de matéria orgânica no efluente final, em termos de DBO, estiveram entre 1 e 2mg/L, que foram inferiores às exigidas para águas da classe 1 do CONAMA 20/1986 (até 3mg/L). Concentrações efluentes um pouco superiores, entre 2 e 5mg/L, foram encontradas por Vymazal (2002), na República Tcheca, ao pesquisar três sistemas de terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial horizontal tratando águas residuárias domésticas diluídas (DBO afluente entre 18,5 e 24,6mg/L). As remoções de DBO obtidas por Vymazal, entre 76 e 91%, foram inferiores às do presente trabalho, entre 85 a 95%.
2. As remoções de fósforo total, entre 76 e 84%, e de amônia, entre 99 e 100%, foram superiores as encontradas em experimento semelhante por Haberl et al., na Áustria (VYMAZAL et al., 1998), que foram 70% para fósforo total e 91% para amônia.
3. A eficiência de remoção de indicadores de contaminação fecal foi semelhante à encontrada por Vymazal et al. (2001) e Okurut et al. (2000), de até 3 unidades log., com concentração média efluente entre $1,61 \times 10^2$ e $3,82 \times 10^3$ UFC/100mL, para coliformes termotolerantes, e entre $6,03 \times 10$ e $7,91 \times 10^2$ UFC/100mL, para estreptococos fecais, enquadrando-o na classe 3 do CONAMA.
4. Colifagos, indicadores de organismos de enterovirus, mostraram trajetória muito similar a dos indicadores de contaminação fecal. A redução entre 1-2 logs foi semelhante aos resultados encontrados por Hagendorf et al. (2000).

Diante do exposto, o efluente das terras úmidas com tempo de detenção hidráulica de 10 dias pode ser enquadrado na classe 3 (águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e à dessedentação de animais) do CONAMA, demonstrando assim a eficiência do tratamento.

5.4 – Sistema terras úmidas construídas II

A média aritmética e a variância foram calculadas sobre os dados brutos das variáveis pH, fósforo total e cálcio e sobre dados transformados nas demais variáveis. Foi aplicada transformação logarítmica decimal do tipo $\text{Log}Y$ para temperatura, DQO, condutividade elétrica, alcalinidade total, bicarbonato, sódio, potássio, dureza, magnésio, cloreto, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, coliformes fecais e estreptococos fecais e do tipo $\text{Log}(Y+1)$ para ortofosfato solúvel, amônia, nitrato, DBO, turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis e sulfato.

Para este sistema de terras úmidas construídas II, experimento 3, também foi considerado o período de aclimação de 60 dias e, a partir de então, foi aplicada a ANOVA de quatro fatores (*época*, *TDH*, *vegetação* e *amostra*) para verificar a existência de diferenças significativas entre as épocas estudadas (S2, C3 e S3), os tempos de detenção hidráulica (5 e 10 dias), a condição de vegetação (sem vegetação, vegetado com *typha* e vegetado com arroz) e os pontos de amostragem (P2, brita e areia).

A Tabela 5.11 apresenta os valores médios das variáveis nos pontos de amostragem e a Tabela 5.12 a redução entre o ponto afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA).

A análise de variância (Tabela 5.13) demonstrou que não houve efeito significativo do fator *época* sobre as variáveis ortofosfato e estreptococos fecais, do fator *TDH* sobre temperatura, fósforo total, nitrato, demanda química de oxigênio, condutividade elétrica, alcalinidade, bicarbonato, sódio, dureza, cálcio, magnésio, cloreto, sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis e sulfato, do fator *vegetação* sobre temperatura e do fator *amostra* sobre sólidos totais voláteis.

Das onze interações possíveis, as variáveis pH, bicarbonato, sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos suspensos voláteis apresentaram significância para a interação *época* x *TDH*; as variáveis pH, ortofosfato, amônia, bicarbonato, turbidez, sulfato, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais, para a interação *época* x *vegetação*; as variáveis DBO, alcalinidade, bicarbonato e turbidez, para a interação *TDH* x *vegetação*; as variáveis pH, fósforo total, ortofosfato, amônia, nitrato, DBO, sódio, potássio, cálcio, sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sulfato, coliformes

termotolerantes e estreptococos, fecais para a interação *época x amostra*; as variáveis pH, amônia, DBO, turbidez, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais, para a interação *TDH x amostra*; as variáveis pH, fósforo total, ortofosfato, amônia, nitrato, DBO, DQO, alcalinidade, bicarbonato, sódio, potássio, dureza, cálcio, magnésio, cloreto, turbidez, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, sulfato, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais, para a interação *vegetação x amostra*; a variável DQO, para a interação *época x TDH x vegetação*; as variáveis ortofosfato, amônia, turbidez, sólidos suspensos totais e sulfato, para a interação *época x vegetação x amostra*; as variáveis turbidez e coliformes fecais, para a interação *TDH x vegetação x amostra*; e nenhuma variável, para as interações *época x TDH x amostra* e *época x TDH x vegetação x amostra*.

A análise comparativa, método GT-2 (Figura 5.8), demonstrou a existência de diferenças significativas entre os afluentes das três épocas estudadas (S2, C3 e S3) e entre o afluente (P2) e os efluentes (sem vegetação, vegetado com *Typha* e vegetado com arroz), para os diferentes tempos de detenção hidráulica (5 e 10 dias) nas diferentes épocas.

As características do líquido afluente foram significativamente diferentes para as variáveis temperatura, cloreto, sólidos totais e sólidos totais voláteis na época de seca S2; para amônia, alcalinidade total, bicarbonato, dureza, magnésio, condutividade elétrica e sulfato, na época de chuva C3, e para DQO e turbidez, na época de seca S3.

As reduções das concentrações das variáveis DBO, amônia, turbidez, coliformes termotolerantes e estreptococos fecais foram sempre significativas, independentemente da época climática, do TDH, do tipo de substrato e da vegetação utilizada. No entanto, para estas variáveis as maiores remoções ocorreram nos tanques com TDH de 10 dias, vegetados com *Typha* e com substrato de brita.

Tabela 5.11 – Valores médios das variáveis nos pontos de amostragem (P2, 5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável	Afluente P2	Valor médio da variável											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
T (°C)													
S2	19,8	18,3	18,8	18,5	18,9	18,5	18,5	19,3	19,4	19,3	19,4	19,4	19,4
C3	21,6	20,4	20,7	20,8	20,7	20,5	20,5	20,5	20,5	20,6	20,5	20,5	20,5
S3	21,4	20,5	20,5	21,0	21,0	20,3	20,5	20,3	20,3	20,7	20,5	20,5	20,6
pH													
S2	7,62	8,23	8,00	7,74	7,72	7,76	7,46	8,22	8,07	7,64	7,63	7,61	7,30
C3	7,85	8,35	8,19	7,58	7,71	8,02	7,63	7,94	7,86	7,50	7,42	7,58	7,38
S3	7,46	7,79	7,61	7,03	7,26	7,20	7,20	7,62	7,44	6,85	7,08	7,09	7,02
Pt (mgP/L)													
S2	4,93	3,98	3,54	1,73	1,58	3,56	2,07	3,68	3,14	1,21	2,30	3,02	1,76
C3	4,08	3,91	4,03	1,16	3,34	4,34	4,06	4,03	3,92	0,54	3,49	4,45	3,44
S3	4,39	3,36	3,50	1,13	1,48	2,83	1,61	3,09	2,89	0,69	2,00	2,99	3,31
Orto (mgP/L)													
S2	4,00	3,45	2,97	1,15	0,75	2,82	0,62	2,93	2,45	0,49	0,41	2,26	0,39
C3	2,98	2,99	3,21	0,36	1,76	2,93	2,08	2,59	3,17	0,18	1,29	3,57	1,93
S3	3,90	2,84	3,00	0,46	1,29	2,46	1,10	2,54	2,67	0,12	1,52	2,02	1,22
Am (mgN/L)													
S2	28,6	19,2	24,5	5,0	12,9	8,3	3,9	10,1	22,3	3,5	10,2	2,8	2,9
C3	21,9	11,7	15,4	1,1	6,2	6,3	4,5	7,2	11,2	0,7	5,8	3,6	4,8
S3	31,1	15,4	17,3	2,6	5,6	3,2	1,9	8,6	13,5	1,2	3,2	2,6	1,9
Nit (mgN/L)													
S2	0,15	0,28	0,21	0,36	0,28	0,22	0,21	0,54	0,19	0,35	0,24	0,20	0,18
C3	0,05	0,05	0,04	0,16	0,17	0,05	0,05	0,11	0,04	0,17	0,13	0,08	0,07
S3	0,10	0,12	0,06	0,13	0,13	0,09	0,08	0,13	0,10	0,22	0,20	0,15	0,15
DBO (mg/L)													
S2	20	5	8	4	5	5	5	3	6	2	5	5	6
C3	20	4	6	2	4	5	5	3	4	1	3	4	6
S3	18	3	3	2	2	3	3	2	3	2	2	5	3

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Tabela 5.11 – Valores médios das variáveis nos pontos de amostragem (P2, 5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável	Afluente P2	Valor médio da variável											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
DQO (mg/L)													
S2	252	95	130	129	140	122	98	76	93	132	130	124	133
C3	255	112	151	200	164	163	226	148	159	161	166	102	104
S3	160	75	100	164	107	124	71	91	112	132	105	208	196
CE (µS/cm)													
S2	1412	1424	1541	1980	1908	1505	1755	1351	1491	2342	2033	1619	1780
C3	1301	1214	1238	2095	1696	1348	1500	1120	1194	2312	1640	1387	1525
S3	1517	1516	1594	2261	2004	1695	1837	1508	1673	3058	2431	1820	2222
Alc (mgCaCO₃/L)													
S2	426	395	427	554	546	432	496	347	410	669	572	450	514
C3	357	306	331	510	413	338	403	274	303	567	434	333	407
S3	441	402	421	545	490	450	497	367	432	771	577	480	601
Bic (mgCaCO₃/L)													
S2	398	314	387	669	602	379	470	295	386	890	675	433	529
C3	315	288	313	485	389	322	384	244	281	486	368	319	367
S3	419	393	399	540	485	440	481	357	414	734	567	471	588
Na (mgNa/L)													
S2	210,48	215,81	258,29	449,16	428,88	273,70	375,90	239,30	260,87	577,52	444,52	310,93	383,15
C3	176,96	136,99	144,75	355,84	277,26	178,73	220,14	117,57	130,20	429,08	279,17	164,54	220,70
S3	200,34	228,62	219,72	392,95	373,88	319,72	319,54	205,94	236,62	697,09	475,41	312,77	393,55
K (mgK/L)													
S2	24,58	35,14	40,74	26,48	35,53	38,88	40,02	40,77	46,74	29,13	43,04	45,33	49,70
C3	21,52	23,79	26,59	16,11	23,26	26,85	31,34	22,80	26,07	19,21	26,14	25,66	31,65
S3	25,53	34,72	32,96	24,89	27,31	27,91	27,65	33,67	35,15	24,97	31,04	32,58	31,29
Dur (mgCaCO₃/L)													
S2	365	329	340	473	451	358	442	343	332	607	481	428	473
C3	328	320	320	537	419	364	401	309	316	558	412	378	402
S3	401	391	411	624	513	503	541	378	404	785	574	489	581

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Tabela 5.11 – Valores médios das variáveis nos pontos de amostragem (P2, 5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável	Afluente P2	Valor médio da variável											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
Ca (mgCaCO₃/L)													
S2	192	181	167	256	262	200	222	172	159	366	282	230	244
C3	183	176	169	301	231	206	239	164	153	300	226	213	233
S3	191	215	220	362	288	285	317	214	226	444	314	288	356
Mg (mgCaCO₃/L)													
S2	172	149	171	231	216	158	217	170	173	302	229	192	231
C3	144	145	152	241	196	161	165	145	164	256	191	170	177
S3	154	176	190	266	225	216	225	164	178	339	260	200	226
Cl (mgCl/L)													
S2	270,0	269,6	291,0	437,1	440,3	282,0	355,9	280,7	305,8	572,9	476,8	343,1	393,0
C3	187,9	187,3	179,1	358,9	283,2	206,9	230,1	166,0	172,1	438,8	300,5	220,3	247,8
S3	196,4	224,8	220,2	452,7	353,6	278,7	308,1	214,1	238,7	654,3	416,3	283,5	347,5
Tur (UNT)													
S2	55,3	5,7	6,1	3,2	8,5	7,8	38,7	1,6	3,4	2,7	10,9	5,9	33,8
C3	49,2	3,2	6,7	3,8	7,0	4,9	7,7	1,5	5,0	1,5	9,3	6,8	11,8
S3	62,1	4,1	6,7	5,0	11,7	9,6	15,1	1,4	7,0	2,7	15,5	8,8	16,5
ST (mg/L)													
S2	2227	1194	1396	1904	2144	2116	2502	1296	1971	2586	4317	1898	4191
C3	779	858	1232	1852	1267	1108	1267	952	941	2003	1166	904	1009
S3	876	870	924	1422	1258	1007	1148	946	1011	2265	1813	1175	1430
STF (mg/L)													
S2	759	809	831	1280	1193	871	1066	801	856	1629	1328	982	1123
C3	604	608	622	1107	954	705	800	589	597	1357	959	704	818
S3	695	726	776	1193	1095	829	983	812	830	1996	1492	1009	1190
STV (mg/L)													
S2	1015	289	405	486	796	839	1016	316	690	694	2029	607	2347
C3	165	190	333	480	243	256	308	188	185	364	202	169	188
S3	177	142	145	225	162	161	165	132	161	267	277	161	222

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.11 – Valores médios das variáveis nos pontos de amostragem (P2, 5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável	Afluente P2	Valor médio da variável											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
SST (mg/L)													
S2	18	9	16	13	20	11	28	11	9	14	27	12	36
C3	13	4	4	6	18	6	11	5	5	7	20	5	11
S3	13	9	9	11	24	9	19	5	10	12	27	9	16
SSF (mg/L)													
S2	4	3	6	6	10	6	17	4	3	6	15	4	21
C3	3	1	0	2	7	1	3	1	1	2	10	1	5
S3	2	2	2	2	11	3	8	2	4	6	16	3	8
SSV (mg/L)													
S2	12	6	8	6	9	5	10	5	5	7	11	7	14
C3	10	3	3	4	10	4	7	4	4	5	9	4	6
S3	11	7	7	8	13	6	10	4	5	5	10	5	7
Sulf (mgSO₄⁻²/L)													
S2	1611	1461	53	1466	406	1460	342	1309	16	1293	539	1245	328
C3	2044	1627	1555	2178	1563	2027	1471	2038	1571	2074	1954	1845	1874
S3	1672	1648	1708	1699	1755	1681	1707	1779	1683	1779	1632	1657	1624
CF (UFC/100mL)													
S2	5,93x10 ⁵	4,96x10 ⁴	1,21x10 ⁴	1,48x10 ⁴	2,77x10 ³	3,93x10 ⁴	2,55x10 ³	5,16x10 ⁴	4,77x10 ³	6,41x10 ³	1,34x10 ³	2,10x10 ⁴	8,23x10 ²
C3	5,87x10 ⁵	2,61x10 ⁴	4,54x10 ³	1,87x10 ³	1,11x10 ³	1,86x10 ⁴	2,91x10 ³	1,43x10 ⁴	1,73x10 ³	6,69x10 ²	6,99x10 ²	1,04x10 ⁴	1,42x10 ³
S3	5,95x10 ⁵	1,47x10 ⁴	9,31x10 ³	1,18x10 ⁴	2,98x10 ³	1,80x10 ⁴	4,63x10 ³	1,27x10 ⁴	1,53x10 ³	4,44x10 ²	7,92x10 ²	5,56x10 ³	1,17x10 ³
EF (UFC/100mL)													
S2	5,20x10 ⁴	6,06x10 ³	2,46x10 ³	1,33x10 ³	4,52x10 ²	6,28x10 ³	3,09x10 ²	4,34x10 ³	1,07x10 ³	5,51x10 ²	2,47x10 ²	1,72x10 ³	2,94x10 ²
C3	5,87x10 ⁴	4,73x10 ³	1,90x10 ³	2,75x10 ²	3,15x10 ²	5,63x10 ³	1,16x10 ³	2,10x10 ³	1,22x10 ³	1,39x10 ²	2,81x10 ²	2,92x10 ³	7,08x10 ²
S3	5,14x10 ⁴	7,08x10 ³	2,40x10 ³	1,03x10 ³	5,56x10 ²	2,32x10 ³	8,56x10 ²	1,58x10 ³	1,17x10 ³	1,09x10 ²	2,03x10 ²	2,28x10 ³	3,44x10 ²

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitro, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, sulf = sulfato, CF = coliformes fecais, EF = estreptococos fecais.

Tabela 5.12 – Redução (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável		Redução (%)											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
T (°C)	S2	7	5	7	5	7	7	2	2	2	2	2	2
	C3	6	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5
	S3	4	4	2	2	5	4	5	5	3	4	4	4
pH	S2	-8	-5	-2	-1	-2	2	-8	-6	0	0	0	4
	C3	-6	-4	3	2	-2	3	-1	0	4	5	3	6
	S3	-4	-2	6	3	3	3	-2	0	8	5	5	6
Pt (mgP/L)	S2	19	28	65	68	28	58	25	36	75	53	39	64
	C3	4	1	72	18	-6	0	1	4	87	14	-9	16
	S3	23	20	74	66	36	63	30	34	84	54	32	25
Orto (mgP/L)	S2	14	26	71	81	30	84	27	39	88	90	44	90
	C3	0	-8	88	41	2	30	13	-6	94	57	-20	35
	S3	27	23	88	67	37	72	35	32	97	61	48	69
Am (mgN/L)	S2	33	14	82	55	71	86	65	22	88	64	90	90
	C3	47	30	95	72	71	79	67	49	97	74	84	78
	S3	50	44	92	82	90	94	72	57	96	90	92	94
Nit (mgN/L)	S2	-87	-40	-140	-87	-47	-40	-260	-27	-133	-60	-33	-20
	C3	0	20	-220	-240	0	0	-120	20	-240	-160	-60	-40
	S3	-20	40	-30	-30	10	20	-30	0	-120	-100	-50	-50
DBO (mg/L)	S2	75	60	80	75	75	75	85	70	90	75	75	70
	C3	80	70	90	80	75	75	85	80	95	85	80	70
	S3	83	83	89	89	83	83	89	83	89	89	72	83
DQO (mg/L)	S2	62	48	49	44	52	61	70	63	48	48	51	47
	C3	56	41	22	36	36	11	42	38	37	35	60	59
	S3	53	38	-2	33	22	56	43	30	18	34	-30	-22
CE (µS/cm)	S2	-1	-9	-40	-35	-7	-24	4	-6	-66	-44	-15	-26
	C3	7	5	-61	-30	-4	-15	14	8	-78	-26	-7	-17
	S3	0	-5	-49	-32	-12	-21	1	-10	-102	-60	-20	-46

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Tabela 5.12 – Redução (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável		Redução (%)											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
Alc (mgCaCO ₃ /L)	S2	7	0	-30	-28	-1	-16	18	4	-57	-34	-6	-21
	C3	14	7	-43	-16	5	-13	23	15	-59	-22	7	-14
	S3	9	4	-24	-11	-2	-13	17	2	-75	-31	-9	-36
Bic (mgCaCO ₃ /L)	S2	21	3	-68	-51	5	-18	26	3	-124	-70	-9	-33
	C3	9	1	-54	-24	-2	-22	22	11	-54	-17	-1	-16
	S3	6	5	-29	-16	-5	-15	15	1	-75	-35	-12	-40
Na (mgNa/L)	S2	-2	-23	-113	-104	-30	-79	-14	-24	-174	-111	-48	-82
	C3	23	18	-101	-57	-1	-24	34	26	-142	-58	7	-25
	S3	-14	-10	-96	-87	-60	-60	-3	-18	-248	-137	-56	-96
K (mgK/L)	S2	-43	-66	-8	-44	-58	-63	-66	-90	-18	-75	-84	-102
	C3	-10	-24	25	-8	-25	-46	-6	-21	11	-22	-19	-47
	S3	-36	-29	2	-7	-9	-8	-32	-38	2	-22	-28	-23
Dur (mgCaCO ₃ /L)	S2	10	7	-30	-24	2	-21	6	9	-66	-32	-17	-30
	C3	2	2	-64	-28	-11	-22	6	4	-70	-26	-15	-23
	S3	2	-2	-56	-28	-25	-35	6	-1	-96	-43	-22	-45
Ca (mgCaCO ₃ /L)	S2	6	13	-33	-36	-4	-15	10	17	-91	-47	-20	-27
	C3	4	8	-64	-26	-13	-31	10	16	-64	-24	-16	-27
	S3	-13	-15	-90	-51	-49	-66	-12	-18	-132	-64	-51	-86
Mg (mgCaCO ₃ /L)	S2	13	1	-34	-26	8	-26	1	-1	-76	-33	-12	-34
	C3	1	-6	-67	-36	-12	-15	-1	-14	-78	-33	-18	-23
	S3	-14	-23	-73	-46	-40	-46	-6	-16	-120	-69	-30	-47
Cl (mgCl/L)	S2	0	-8	-62	-63	-4	-32	-4	-13	-112	-77	-27	-46
	C3	0	5	-91	-51	-10	-22	12	8	-134	-60	-17	-32
	S3	-14	-12	-130	-80	-42	-57	-9	-22	-233	-112	-44	-77
Tur (UNT)	S2	90	89	94	85	86	30	97	94	95	80	89	39
	C3	94	86	92	86	90	84	97	90	97	91	86	76
	S3	93	89	92	81	84	76	98	89	96	75	86	73

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.12 – Redução (R, %) entre o afluente (P2) e os demais pontos de amostragem (5B, 5A, 5BT, 5AT, 5BA, 5AA, 10B, 10A, 10BT, 10AT, 10BA e 10AA) no sistema de terras úmidas construídas II - experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Variável		Redução (%)											
		Controles		Vegetados				Controles		Vegetados			
		5B	5A	5BT	5AT	5BA	5AA	10B	10A	10BT	10AT	10BA	10AA
ST (mg/L)	S2	46	37	14	4	5	-12	42	11	-16	-94	15	-88
	C3	-10	-58	-138	-63	-42	-63	-22	-21	-157	-50	-16	-30
	S3	1	-5	-62	-44	-15	-31	-8	-15	-159	-107	-34	-63
STF (mg/L)	S2	-7	-9	-69	-57	-15	-40	-6	-13	-115	-75	-29	-48
	C3	-1	-3	-83	-58	-17	-32	2	1	-125	-59	-17	-35
	S3	-4	-12	-72	-58	-19	-41	-17	-19	-187	-115	-45	-71
STV (mg/L)	S2	72	60	52	22	17	0	69	32	32	-100	40	-131
	C3	-15	-102	-191	-47	-55	-87	-14	-12	-121	-22	-2	-14
	S3	20	18	-27	8	9	7	25	9	-51	-56	9	-25
SST (mg/L)	S2	50	11	28	-11	39	-56	39	50	22	-50	33	-100
	C3	69	69	54	-38	54	15	62	62	46	-54	62	15
	S3	31	31	15	-85	31	-46	62	23	8	-108	31	-23
SSF (mg/L)	S2	25	-50	-50	-150	-50	-325	0	25	-50	-275	0	-425
	C3	67	100	33	-133	67	0	67	67	33	-223	67	-67
	S3	0	0	0	-450	-50	-300	0	-100	-200	-700	-50	-300
SSV (mg/L)	S2	50	33	50	25	58	17	58	58	42	8	42	-17
	C3	70	70	60	0	60	30	60	60	50	10	60	40
	S3	36	36	27	-18	45	9	64	54	54	9	54	36
Sulf (mgSO ₄ ⁻² /L)	S2	9	97	9	75	9	79	19	99	20	66	23	80
	C3	20	24	-7	24	1	28	0	23	-1	4	10	8
	S3	1	-2	-2	-5	-1	-2	-6	-1	-6	2	1	3
CF (UFC/100mL)	S2	91,64	97,96	97,50	99,53	93,37	99,57	91,30	99,20	98,92	99,77	96,46	99,86
	C3	95,55	99,23	99,68	99,81	96,83	99,50	97,56	99,71	99,89	99,88	98,23	99,76
	S3	97,53	98,44	98,02	99,50	96,97	99,22	97,87	99,74	99,93	99,87	99,07	99,80
EF (UFC/100mL)	S2	88,35	95,27	97,44	99,13	87,92	99,41	91,65	97,94	98,94	99,53	96,69	99,43
	C3	91,94	96,76	99,53	99,46	90,41	98,02	96,42	97,92	99,76	99,52	95,03	98,79
	S3	86,23	95,33	98,00	98,92	95,49	98,33	96,93	97,72	99,79	99,61	95,56	99,33

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, sulf = sulfato, CF = coliformes fecais, EF = estreptococos fecais.

Tabela 5.13 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus da UFCG, Campina Grande-PB*, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Fonte de		Quadrados médios								
Variação	Gl	T °C	pH	PT mgP/L	Orto mgP/L	Am mgN/L	Nit mgN/L	DBO mg/L	DQO mg/L	CE µS/cm
Época (E)	2	0,09424**	10,474**	14,361**	0,01781	1,501**	0,207**	1,003**	0,978**	0,465**
TDH (D)	1	0,001380	2,149**	0,308	0,143**	1,174**	0,008509	0,140 *	0,002108	0,04052
Vegetal (V)	2	0,0004890	7,634**	83,254**	2,729**	7,294**	0,02220**	0,870**	0,319 *	0,736**
Amostra (A)	2	0,02098**	0,656**	159,619**	3,298**	22,726**	0,04872**	24,589**	3,186**	0,381**
E x D	2	0,003482	0,361**	0,841	0,02732	0,03143	0,001510	0,03652	0,201	0,01749
E x V	4	0,00008305	0,168 *	3,550	0,09986**	0,445**	0,004876	0,04610	0,05857	0,007034
D x V	2	0,0001930	0,02519	0,688	0,01938	0,01146	0,001452	0,109 *	0,03538	0,02628
E x D x V	4	0,00003193	0,07000	1,594	0,004175	0,04720	0,002435	0,004617	0,289 *	0,001761
E x A	4	0,0003006	0,782**	25,114**	0,547**	0,366**	0,01001**	0,263**	0,230	0,01900
D x A	2	0,0004361	0,471**	2,058	0,04106	0,473**	0,005656	0,131**	0,005409	0,009966
E x D x A	4	0,0007673	0,08166	0,986	0,01744	0,02101	0,001667	0,03297	0,06332	0,004837
V x A	4	0,0001317	2,151**	40,782**	1,390**	2,790**	0,009966**	0,325**	0,205	0,256**
E x V x A	8	0,00006985	0,07842	3,112	0,06247**	0,145**	0,002476	0,01613	0,04283	0,004608
D x V x A	4	0,00005853	0,02446	1,911	0,01069	0,03848	0,001448	0,02718	0,03111	0,01207
E x D x V x A	8	0,00002233	0,04407	0,987	0,007625	0,01827	0,001838	0,01974	0,08959	0,001050
Resíduo	618	0,002144	0,06756	0,1800	0,01892	0,05105	0,002561	0,02540	0,100	0,01444
Total	671	-	-	-	-	-	-	-	-	-

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Tabela 5.13 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus da UFCG, Campina Grande-PB*, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Fonte de		Quadrados médios								
Varição	Gl	Alc mgCaCO ₃ /L	Bic mgCaCO ₃ /L	Na mgNa ⁺ /L	K mgK ⁺ /L	Dur mgCaCO ₃ /L	Ca mgCaCO ₃ /L	Mg mgCaCO ₃ /L	Cl mgCl/L	Tur UNT
Época (E)	2	0,797**	1,185**	2,159**	1,447**	0,516**	136792,08**	0,312**	1,877**	0,977**
TDH (D)	1	0,02419	0,02451	0,07241	0,09632 *	0,03320	16888,564	0,05005	0,108	0,381**
Vegetal (V)	2	0,687**	0,904**	2,502**	0,268**	0,725**	311020,30**	0,644**	1,670**	3,691**
Amostra (A)	2	0,104**	0,184**	1,473**	0,918**	0,340**	207104,50**	0,603**	1,209**	52,458**
E x D	2	0,01541	0,04156 *	0,03792	0,02082	0,01177	9302,264	0,01137	0,01098	0,05266
E x V	4	0,004569	0,03949**	0,03413	0,02934	0,002992	4669,771	0,004339	0,01509	0,253**
D x V	2	0,05198 *	0,03775 *	0,06605	0,006585	0,01650	11168,970	0,01273	0,04029	0,326**
E x D x V	4	0,0009799	0,002359	0,009291	0,007537	0,003511	2581,146	0,008392	0,002887	0,08001
E x A	4	0,007369	0,01179	0,176**	0,158**	0,01382	25181,060**	0,04293	0,06727	0,09885
D x A	2	0,005294	0,005421	0,02095	0,02535	0,01343	6890,988	0,01865	0,02658	0,590**
E x D x A	4	0,003653	0,01016	0,01504	0,005444	0,006445	3270,454	0,01060	0,004997	0,02465
V x A	4	0,268**	0,336**	0,741**	0,107**	0,272**	120305,12**	0,263**	0,519**	0,958**
E x V x A	8	0,005196	0,01027	0,01336	0,008945	0,003447	4930,608	0,006031	0,008361	0,353**
D x V x A	4	0,02250	0,01727	0,04178	0,001594	0,007100	7007,393	0,006984	0,02435	0,140 *
E x D x V x A	8	0,001669	0,001814	0,006110	0,003627	0,001498	2360,381	0,002299	0,001436	0,03579
Resíduo	618	0,01124	0,01122	0,03499	0,01819	0,01350	5745,460	0,02037	0,02902	0,05581
Total	671	-	-	-	-	-	-	-	-	-

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.13 – Resumo das análises de variância das variáveis no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no Campus da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Fonte de Variação	Gl	Quadrados médios								
		ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L	Sulf mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL
Época (E)	2	7,260**	0,889**	25,964**	3,549**	6,997**	1,046**	11,245**	4,405**	0,132
TDH (D)	1	0,238	0,151**	0,07836	0,0001509	0,125	0,06357	0,02232	12,020**	7,142**
Vegetal (V)	2	1,065**	1,161**	1,106**	1,722**	3,453**	0,614**	1,151**	11,116**	16,678**
Ponto (P)	2	0,638**	1,049**	0,499	3,564**	5,596**	3,845**	8,127**	278,118**	179,762**
E x D	2	0,239*	0,03557**	0,734*	0,01575	0,05448	0,115*	0,121	0,736	0,278
E x V	4	0,119	0,004452**	0,408	0,09217	0,161	0,03189	0,967**	0,811*	0,984**
D x V	2	0,07227	0,04215	0,08527	0,03964	0,09597	0,03072	0,04633	0,311	0,181
E x D x V	4	0,007831	0,002671	0,01294	0,03978	0,02986	0,04398	0,07341	0,195	0,127
E x P	4	0,469**	0,01579**	1,404**	0,251**	0,522**	0,07590	6,617**	2,154**	1,181**
D x P	2	0,06681	0,04414**	0,200	0,003281	0,06410	0,01523	0,009282	2,678**	1,953**
E x D x A	4	0,164	0,008018	0,404	0,02351	0,07907	0,04054	0,05306	0,240	0,06250
V x A	4	0,351**	0,358**	0,369	0,803**	1,475**	0,337**	1,112**	4,224**	6,086**
E x V x A	8	0,07015	0,001811	0,221	0,09189*	0,183	0,02935	1,177**	0,411	0,317
D x V x A	4	0,02991	0,01702	0,06216	0,01090	0,04415	0,01023	0,120	0,881*	0,140
E x D x V x A	8	0,003919	0,001387	0,02123	0,06104	0,124	0,02368	0,05730	0,186	0,276
Resíduo	618	0,06894	0,01846	0,219	0,04358	0,102	0,03249	0,0786	0,281	0,227
Total	671	-	-	-	-	-	-	-	-	-

T = temperatura da água, pH = potencial hidrogeniônico, PT = fósforo total, Orto = ortofosfato solúvel, Am = amônia, Nit = nitrato, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, CE = condutividade elétrica, Alc = alcalinidade total, Bic = alcalinidade de bicarbonato, Na = sódio, K = potássio, Dur = dureza total, Ca = dureza de cálcio, Mg = dureza de magnésio, Tur = turbidez, ST = sólidos totais, STF = sólidos totais fixos, STV = sólidos totais voláteis, SST = sólidos suspensos totais, SSF = sólidos suspensos fixos, SSV = sólidos suspensos voláteis, Sulf = sulfato, CF = coliformes termotolerantes, EF = estreptococos fecais, ND = não determinado, Gl = graus de liberdade, ** = significante a 1% pelo teste F, * = significante a 5% pelo teste F.

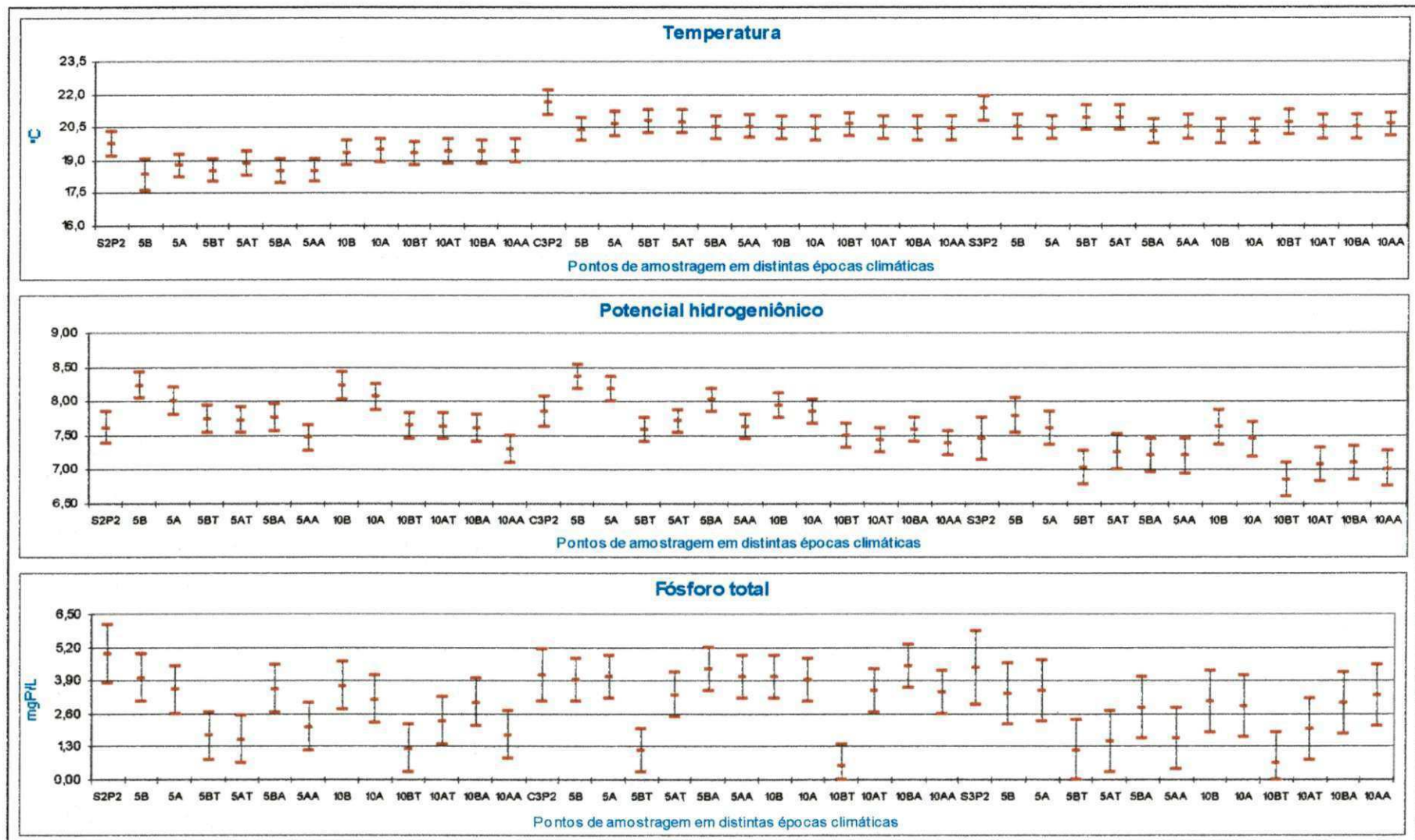


Figura 5.8a – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

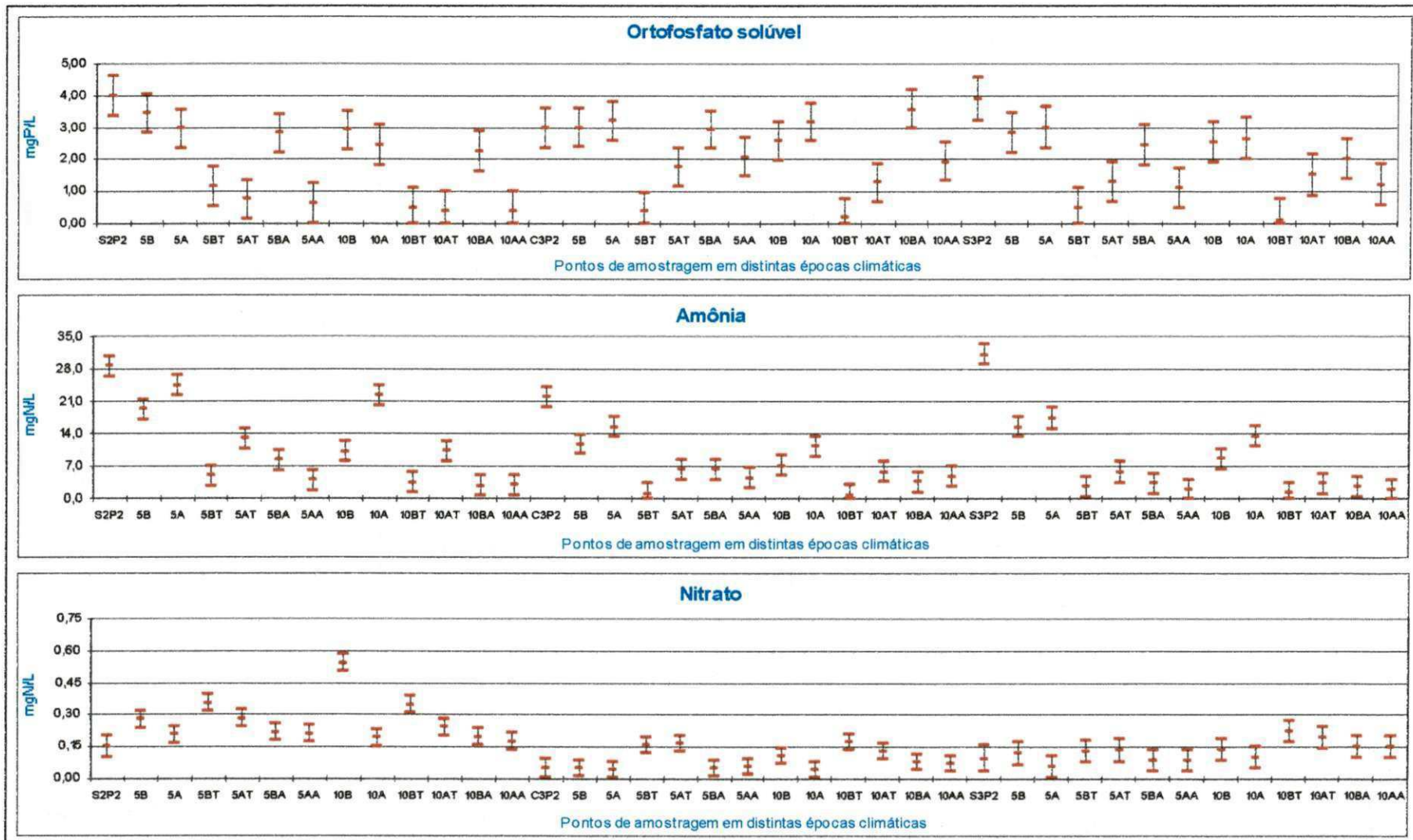


Figura 5.8b – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

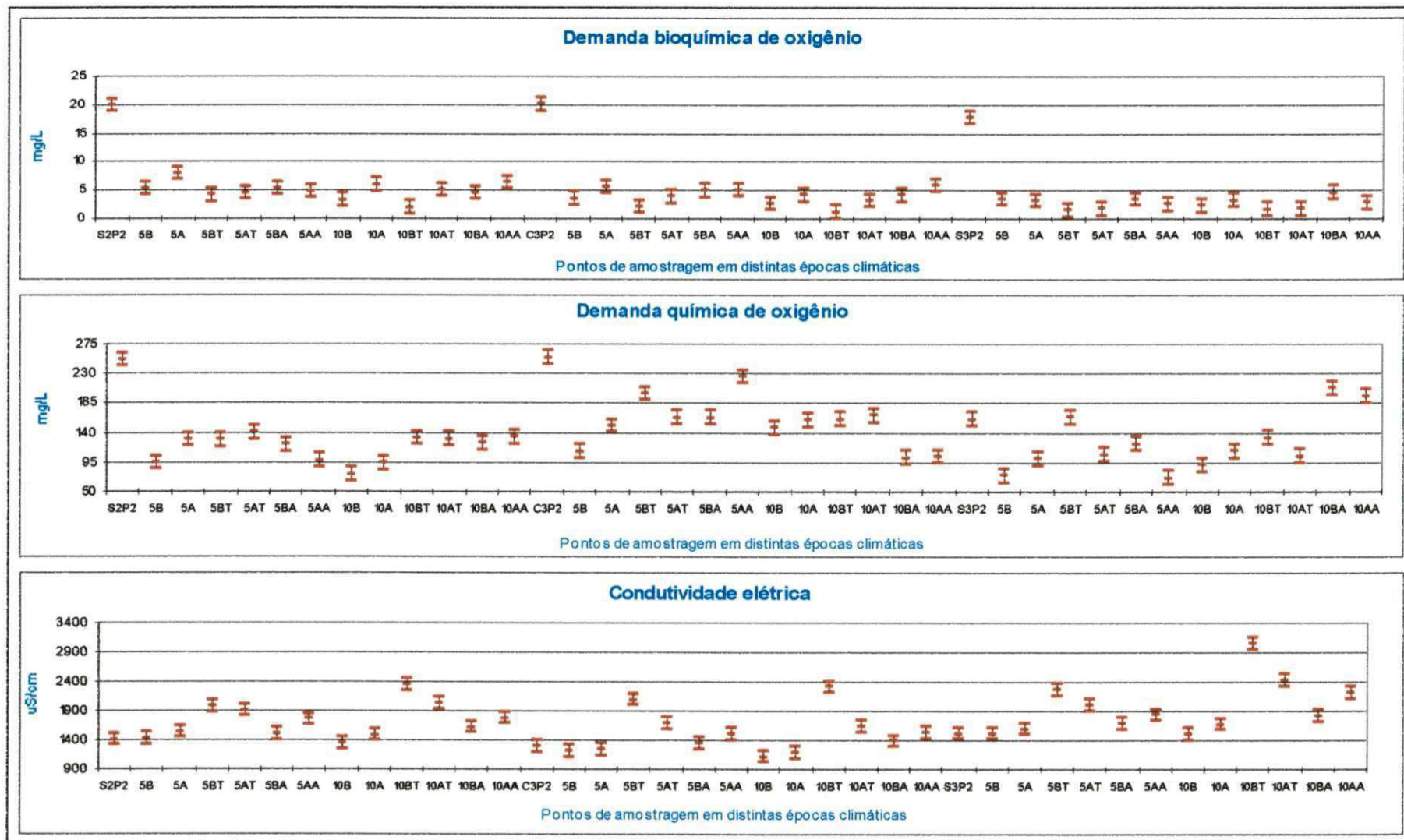


Figura 5.8c – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

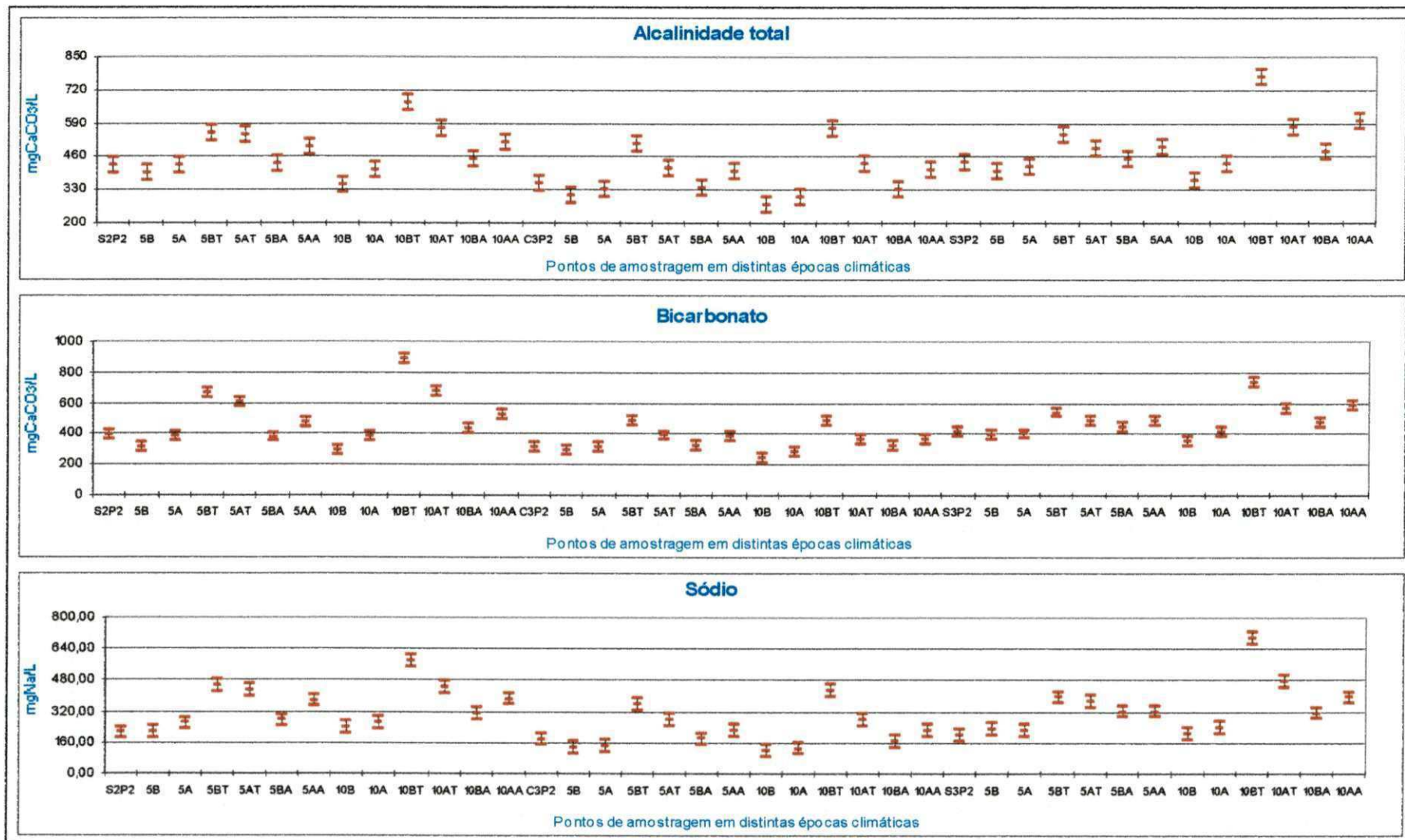


Figura 5.8d – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

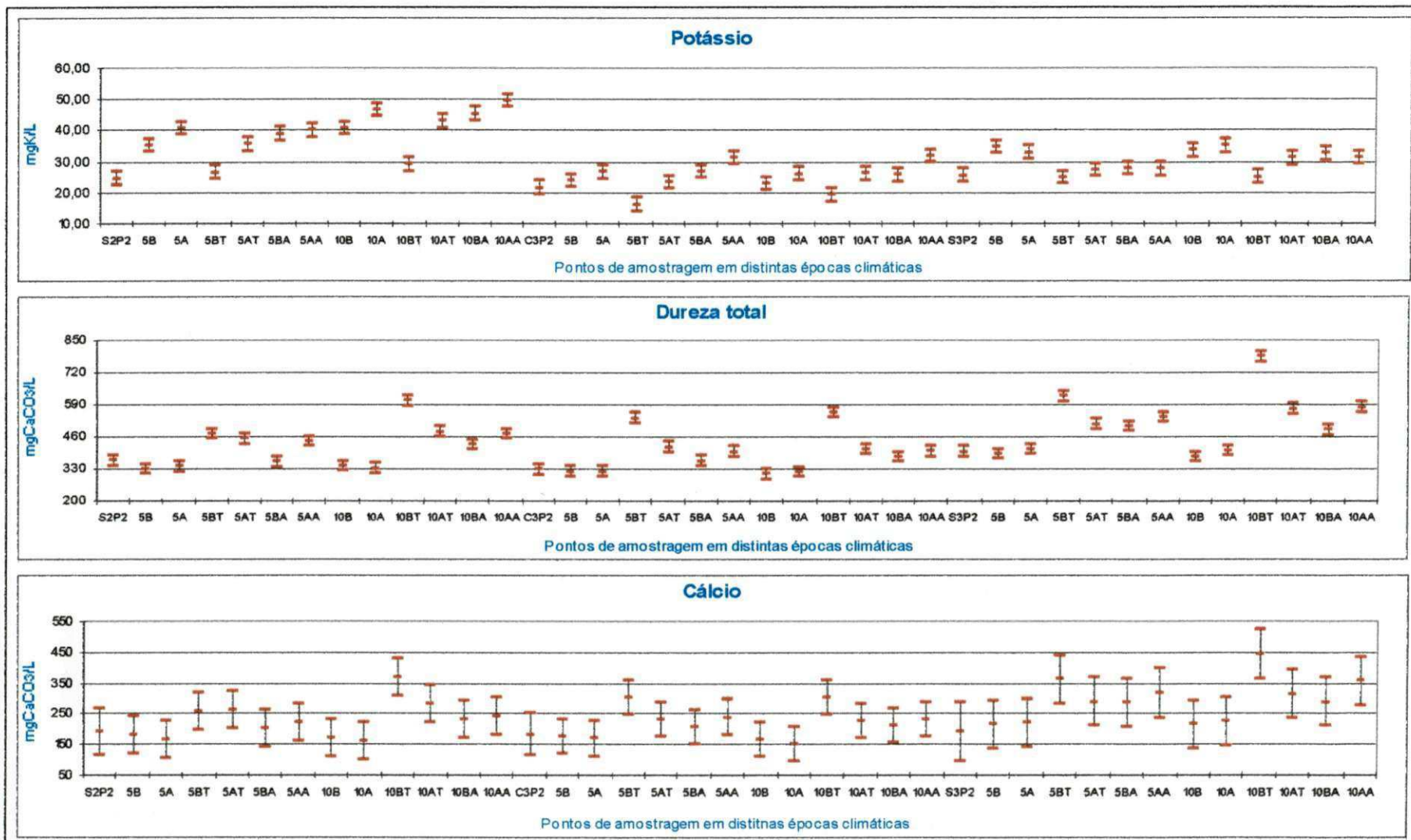


Figura 5.8e – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

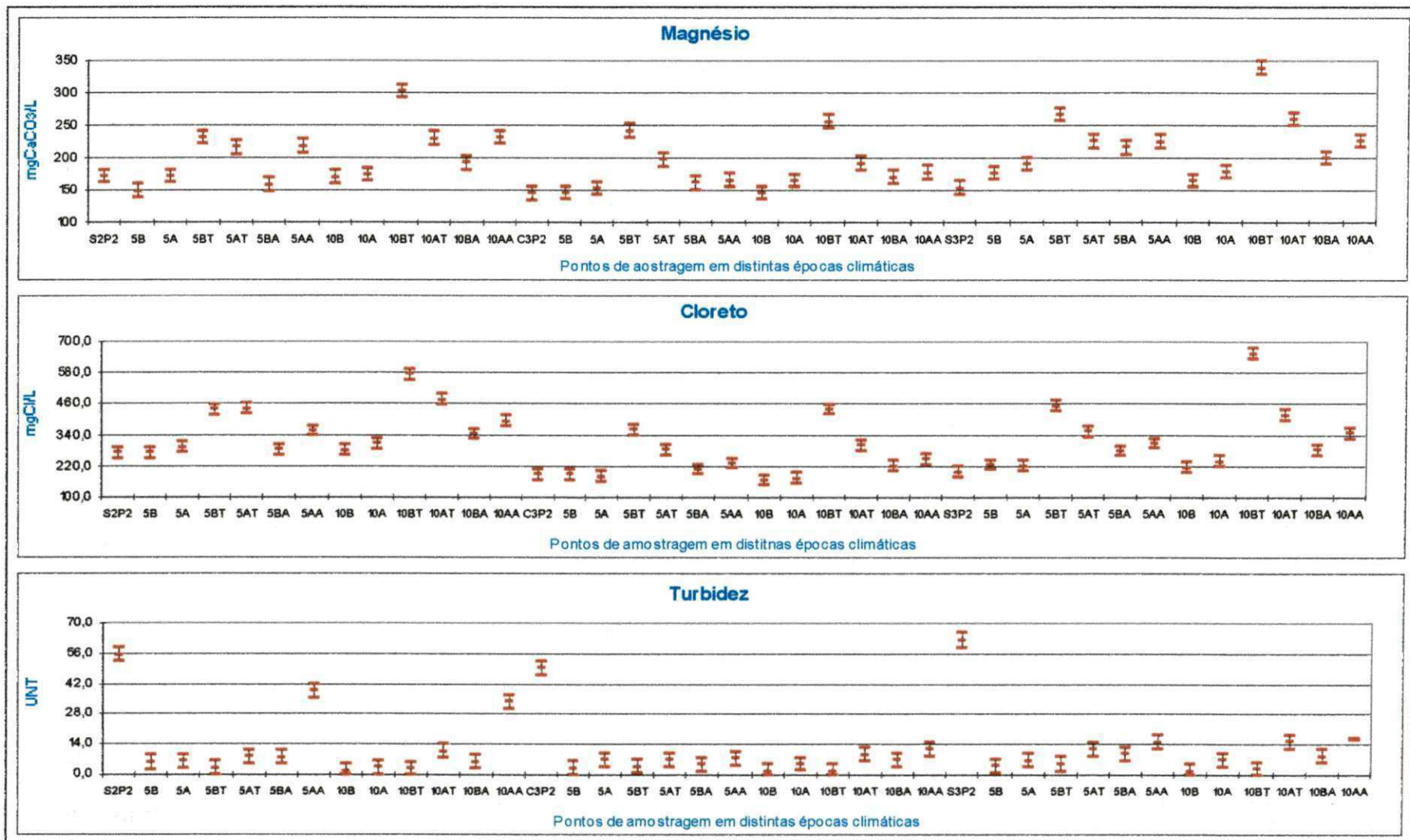


Figura 5.8f – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

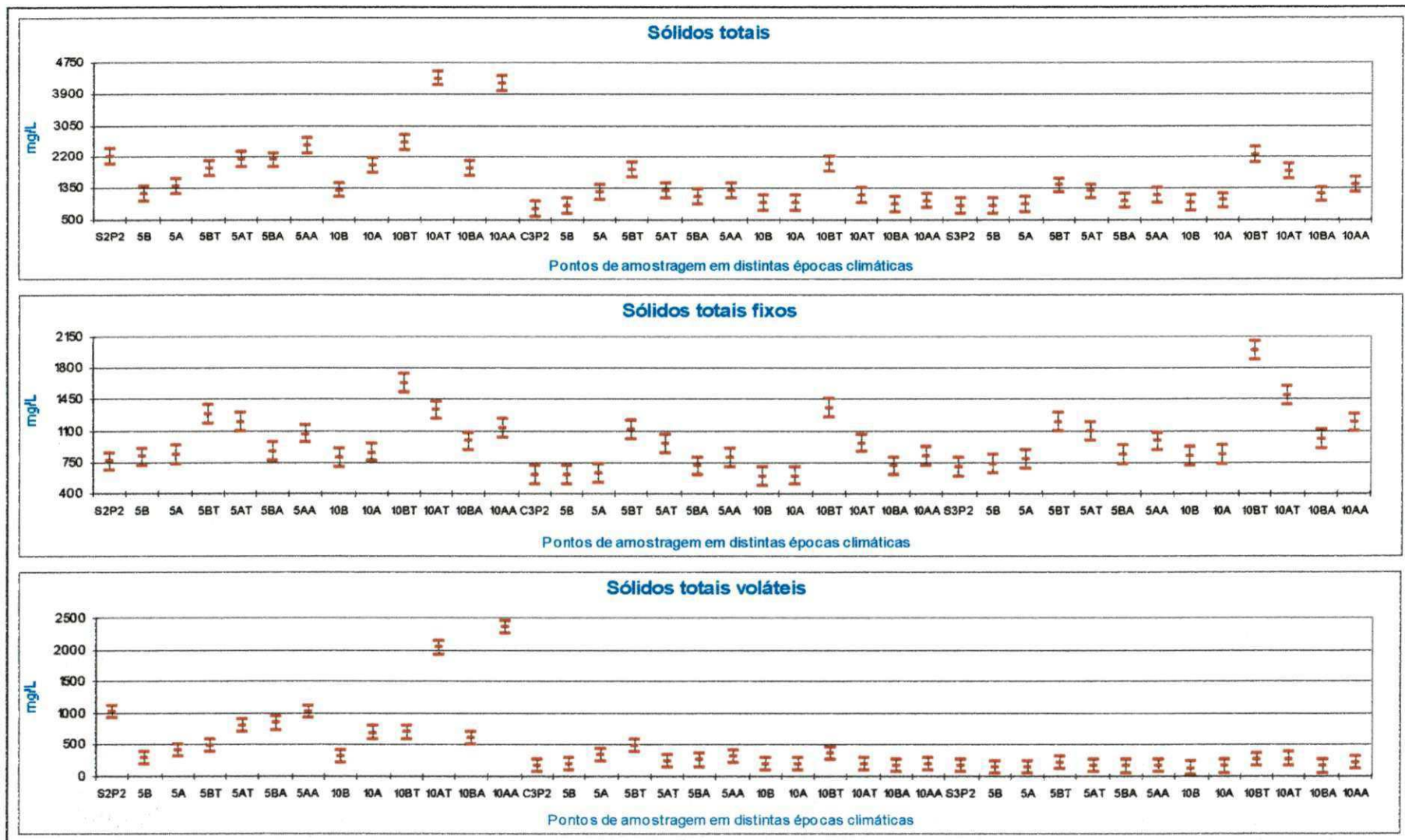


Figura 5.8g – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

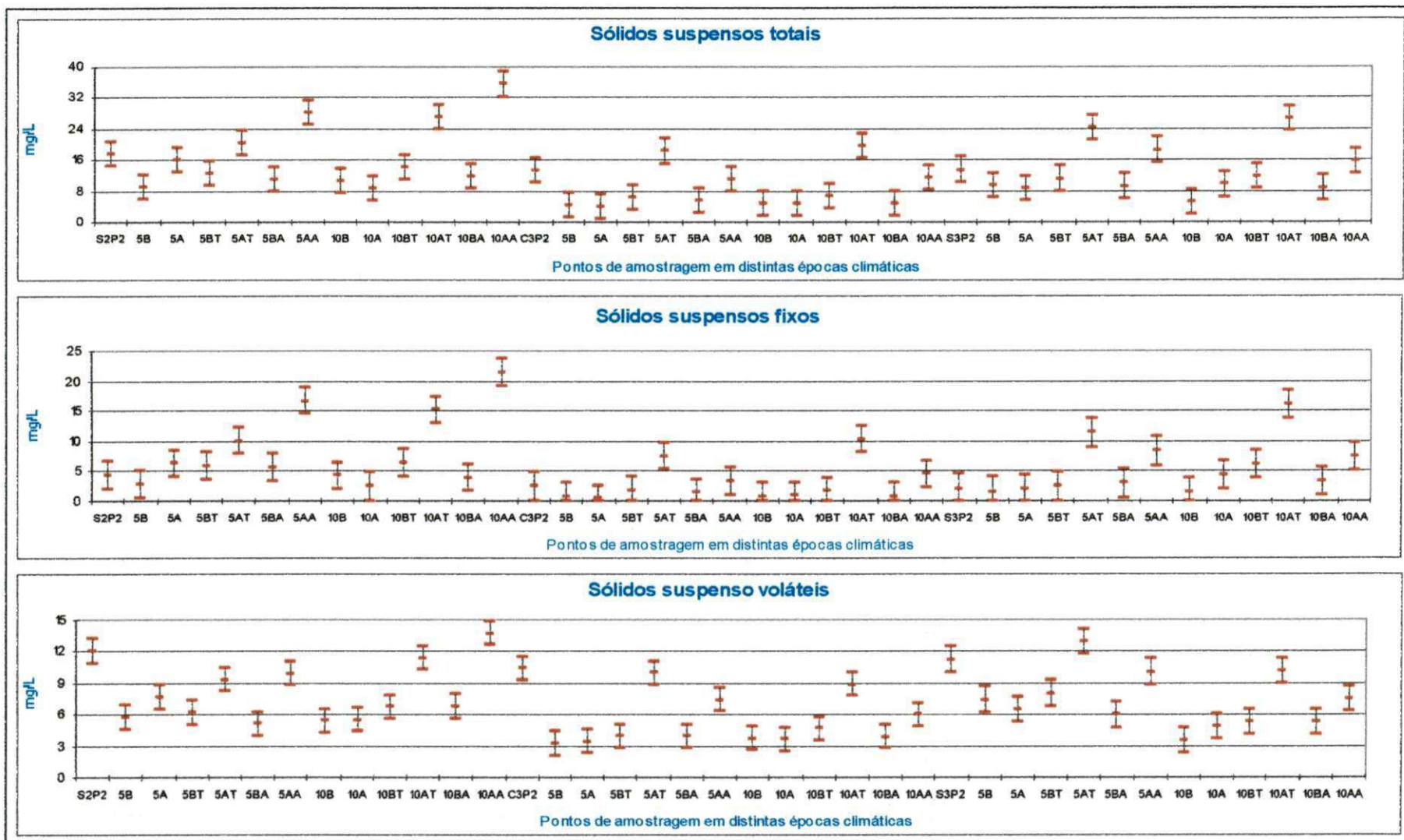


Figura 5.8h – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

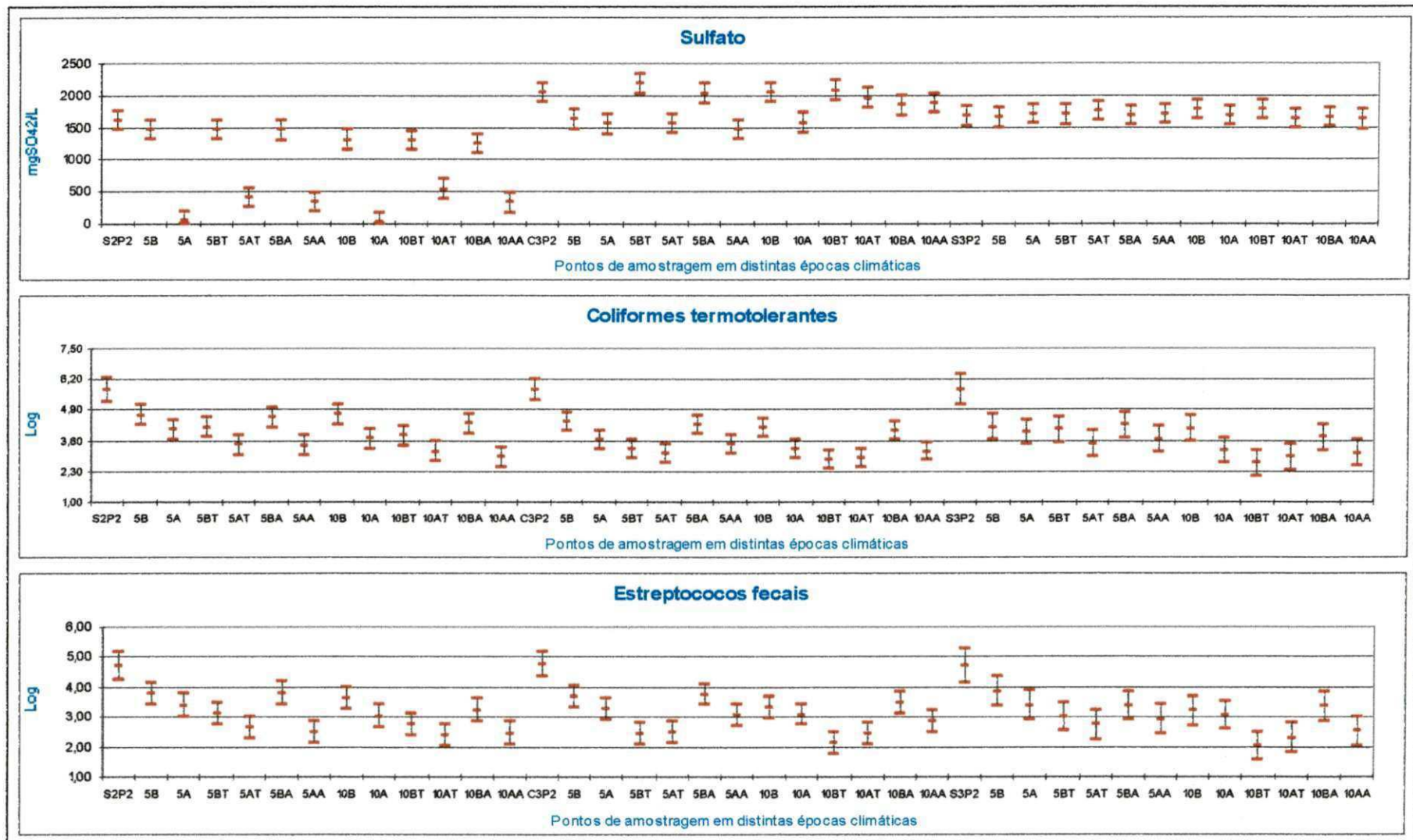


Figura 5.8i – Comparação gráfica, pelo método GT-2, nas épocas de seca (S2 e S3) e de chuva (C3) para os pontos de amostragem no sistema de terras úmidas construídas II – experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Neste sistema (TUC II), como no anterior (TUC I), foi observado que a presença de macrófitas tem papel fundamental no desempenho do tratamento.

As remoções da variável fósforo total, para as unidades controle, estiveram entre 1 e 30% para o substrato de brita e entre 1 e 36% para o substrato de areia. Para as unidades vegetadas, as remoções estiveram entre 65 e 87% para a brita/*Typha*, entre -9 e 39% para brita/arroz, entre 14 e 68% para areia/*Typha* e entre 0 e 64% para areia/arroz. Conte et al. (1992) observaram remoções de 50% em três leitos de brita cultivados com espécies distintas, implantados em escala real em tratamento secundário. Juwarkar et al. (1995) testaram, na Índia, leitos operados em escoamento subsuperficial, em escala piloto, contendo areia como meio suporte e cultivados com *Typha latifolia* e *Phragmites karka*; os cultivados apresentaram remoções de fósforo total entre 28 e 41%, e os controles, entre 12 e 17%.

Para nitrogênio amoniacal, foram verificadas remoções no substrato de brita entre 82 e 97%, para as unidades vegetadas com *Typha*, e entre 71 e 92%, nas com arroz. Já no substrato de areia, as remoções estiveram entre 55 e 90%, para as unidades com *Typha*, e entre 78 e 94%, nas com arroz. Zhu & Sikora (1995), em experimento em casa de vegetação no Alabama (EUA), usando substrato de brita e *Typha* como vegetação, obtiveram remoções entre 95 e 100%, nos leitos vegetados e entre 70 e 75%, nos controles.

Os sólidos suspensos apresentaram remoções nas unidades controle entre 31 e 69%, nos leitos de brita, e entre 11 e 69%, nos de areia. A associação brita/*Typha* e brita/arroz tiveram remoções entre 8 e 54% e entre 31 e 62%, respectivamente. Nas associações com o substrato de areia, foi verificado acréscimo das concentrações, entre 11 e 108%, para *Typha*, e entre 23 e 100%, para arroz. O acréscimo das concentrações de sólidos suspensos é explicado pela geração de material particulado nos leitos cultivados: as partes submersas das macrófitas – raízes e rizomas – produzem fragmentos e detritos por decaimento e morte, o mesmo acontecendo com fungos e bactérias.

A eficiência de remoção da DBO foi significativa, independentemente do substrato e da vegetação. No entanto, os substratos vegetados com *Typha* foram responsáveis pelas maiores remoções, entre 80 e 95%, no substrato de brita, e entre 75 e 89%, no de areia. Para os vegetados com arroz, a remoção estiveram entre 72 e 83%, no substrato de brita, e entre 70 e 83%, no de areia. Valores superiores foram observados por

Xianfa & Chunca (1995), na China, e por Kaseva et al. (2002), na Tanzânia, 85% e 74% respectivamente, em experimentos usando brita e *Typha latifolia*.

A eficiência de remoção para coliformes termotolerantes foi maior particularmente para os leitos vegetados com TDH de 10 dias (brita: entre 91,30 e 97,87%; para controle; entre 98,92 e 99,93%, para brita/*Typha*; e entre 96,46 e 99,07%, para brita/arroz - areia: entre 99,20 e 99,74%, para controle; entre 99,77 e 99,88%, para areia/*Typha*; e entre 99,76 e 99,86%, para areia/arroz), sendo o substrato de areia o mais eficiente. Rivera et al. (1995), na Inglaterra, registraram remoções para o TDH de 10 dias, no substrato de brita, entre 89,8 e 94,9% (controle) e entre 87,1 e 99,6% (brita/*Typha*) e remoções para o substrato de areia, entre 74,9 e 92,1% (controle) e entre 95,0 e 99,7% (areia/*Typha*).

Crescimento das plantas

Typha

Os propágulos de *Typha*, transplantados em 02/06/2001, foram monitorados através do número de brotos emitidos e da altura dos mesmos.

A Figura 5.9 mostra a altura média e o número de brotos emitidos pela *Typha*, antes e depois do corte efetuado em 08/03/2002. Pode ser verificado que o crescimento vegetativo e o número de brotos emitidos foram mais estimulados nas unidades com TDH de 10 dias e com substrato de brita.

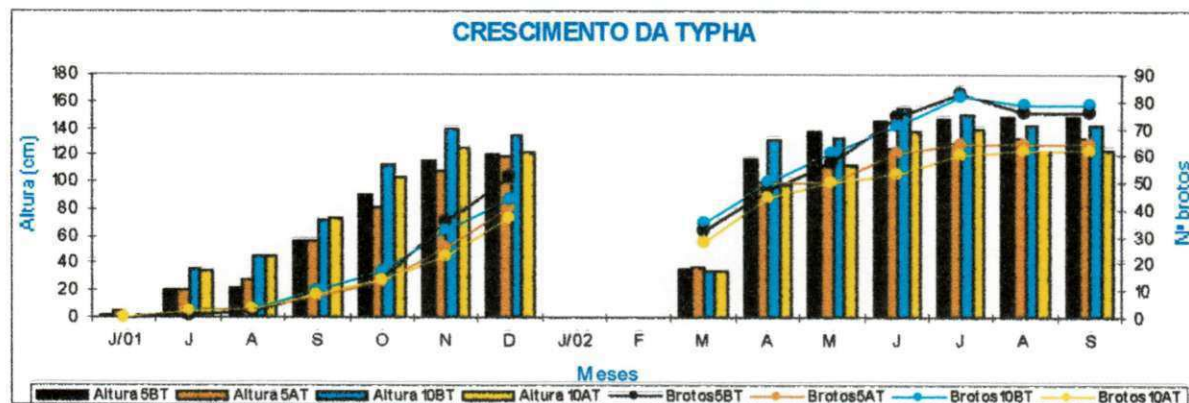


Figura 5.9 – *Typha*: Altura média e número médio de brotos emitidos para os substratos de brita e areia com TDH de 5 e 10 dias, no experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Arroz

O experimento, com arroz, foi dividido em quatro cultivos. Nos 1º, 3º e 4º cultivos foram realizados transplântios de mudas semeadas em casa de vegetação e o 2º cultivo foi caracterizado pelo corte da área foliar do 1º cultivo, a cerca de 5cm do leito, e esperado o rebrote.

A altura da parte aérea, com base nas medidas efetuadas (Figura 5.10), variou entre 51 e 76cm. A altura média no substrato de areia, entre 58 e 76cm, foi mais elevada que no substrato de brita, entre 51 e 70cm. Foi observado que o TDH teve pouca influência sobre o crescimento do arroz.

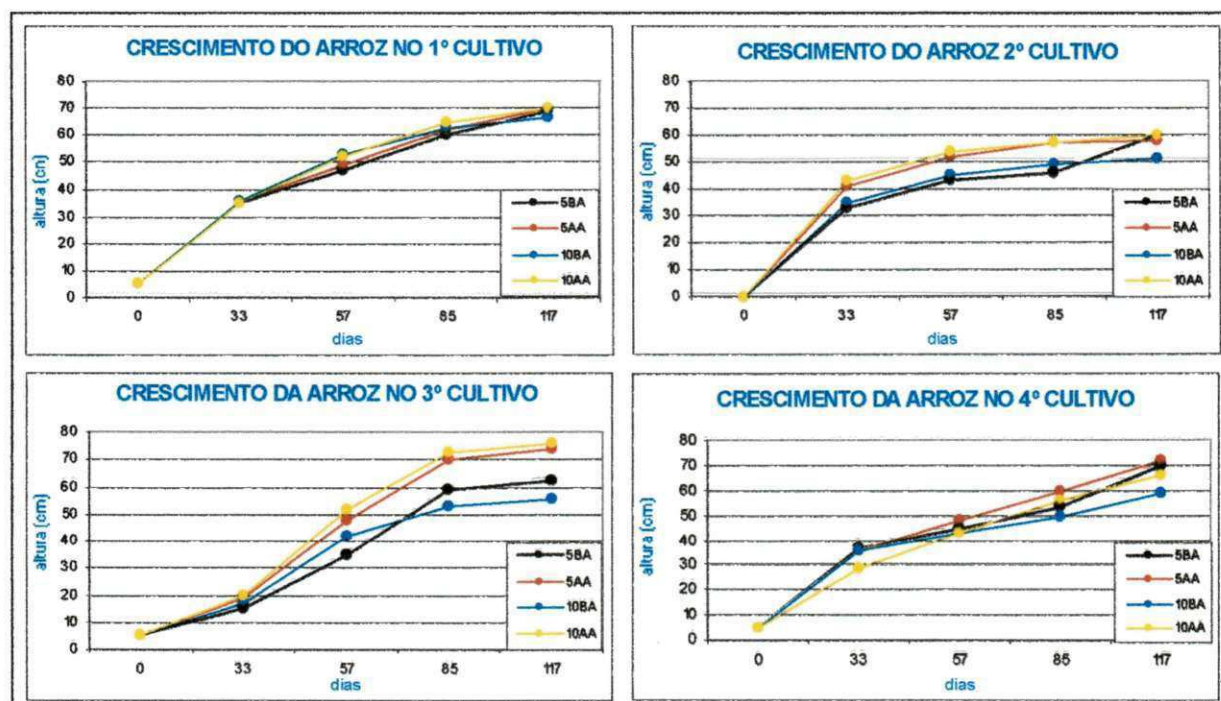


Figura 5.10 – Arroz: desenvolvimento nos substratos de brita e areia para os TDH de 5 e 10 dias, durante o experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Para a análise dos resultados de produtividade, foram avaliados os 1º, 3º e 4º cultivos e desprezado o 2º cultivo, uma vez que não ocorreu produção de perfilhos em todas as parcelas e a maioria dos grãos foi de mal formados. A Tabela 5.14 apresenta o desenvolvimento e a produtividade da cultura.

O início da produção de perfilhos ocorreu entre 12 e 15 dias após o transplântio (DAT), entretanto, só aos 18 dias após o transplântio foram verificados perfilhos em todas as

parcelas. A duração da produção de perfilhos foi pouco afetada pelo tipo de substrato em cada tempo de detenção hidráulica. O final do emborrachamento ocorreu entre 87 e 89 DAT.

Tabela 5.14 – Identificação da ocorrência e duração, em dias, do desenvolvimento da cultura de arroz (a partir do transplântio) e produtividade, durante o experimento 3, localizado no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, estudado no período de Junho de 2001 a Setembro de 2002.

Trat.	Período vegetativo (DAT)		Floração (DAT)	Colheita (DAT)	Peso de 100g com casca (g)
	Perfilhamento	Desenvolvimento da panícula ²			
	Intervalo: duração	Intervalo: duração	Intervalo: duração		
C ₁	12 – 77: 65	71 – 87: 16	85 – 113: 28	120	2,5
C ₂	15 – 77: 62	72 – 89: 17	94 – 117: 23	-	-
C ₃	14 – 77: 63	73 – 89: 16	92 – 115: 23	135	2,3
C ₄	12 – 77: 65	72 – 87: 15	87 – 112: 25	122	2,4

DAT = dias após o transplântio, ² emborrachamento.

5.5 – Evapotranspiração

Os valores médios mensais da evapotranspiração de referência (ET_o), nos anos de 2000, 2001 e 2002, variaram de 3,12mm/dia a 5,48mm/dia (Tabela 5.15). No sistema de terras úmidas construídas I, a menor ET_o ocorreu em Julho/00 (3,12mm/dia) e a maior em Março/00 (4,96mm/dia), para o experimento 1, e em Julho/02 (3,12mm/dia) e Fevereiro/01 (5,48mm/dia) respectivamente, para o experimento 2. No sistema de terras úmidas construídas II, experimento 3, a menor ET_o foi registrada em Junho/01 (3,32mm/dia) e a maior em Novembro/01 (5,16mm/dia).

Tabela 5.15 – Valores de evapotranspiração de referência mensal e média para os sistemas terras úmidas construídas I e II, localizados no *Campus* da UFCG, Campina Grande-PB, durante os anos de 2000, 2001 e 2002.

Evapotranspiração de referência mensal (mm/dia)												
	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2000	4,25	4,69	4,96	4,36	4,09	3,45	3,12	3,79	3,77	4,29	4,23	4,11
2001	4,37	5,48	4,73	4,22	4,75	3,57	3,57	4,11	4,71	4,72	5,16	4,67
2002	3,77	5,02	4,59	4,68	4,05	3,32	3,70	4,24	5,15	4,92	4,85	5,01
Evapotranspiração de referência média (mm/d)												
Experimento 1	= 4,09				Experimento 2 = 4,20				Experimento 3 = 4,31			

Jan. = janeiro, Fev. = fevereiro, Mar. = março, Abr. = abril, Mai. = maio, Jun. = junho, Jul. = julho, Ago. = agosto, Set. = setembro, Out. = outubro, Nov. = novembro, Dez. = dezembro.

5.6 – Análise de componentes principais

Sistema natural de terras úmidas

Com a finalidade de apresentar uma descrição mais eficiente do sistema, foi aplicada uma análise fatorial de componentes principais aos dados transformados do afluente e do efluente do sistema natural de terras úmidas, que proporcionou a redução do conjunto das 16 variáveis monitoradas (temperatura, pH, fósforo total, ortofosfato solúvel, amônia, nitrato, DBO, DQO, condutividade elétrica, alcalinidade total, dureza, turbidez, sólidos totais, sólidos suspensos totais coliformes termotolerantes e estreptococos fecais) a apenas três fatores ou componentes artificiais principais com autovalores maiores que 1. O primeiro fator artificial (com autovalor de 5,253) explicou 32,83% da variância, o segundo (com autovalor de 2,595) explicou 16,22% e o terceiro (com autovalor de 1,750) explicou 10,93%.

A Tabela 5.16 mostra os autovalores e as porcentagens de explicação da variância do sistema, bem como os percentuais de explicação acumulados, podendo ser verificado que 59,99% da variância total foram explicados pelo conjunto destes três fatores artificiais principais (1, 2 e 3), mas somente os dois primeiros já explicam praticamente metade da variância.

Tabela 5.16 – Autovalores e percentuais da variância das variáveis explicadas por cada fator artificial extraído na análise (autovalor maior que a unidade) do sistema natural de terras úmidas.

Fator	Autovalor total	% Variância	Autovalor acumulado	Percentual acumulado
1	5,253473	32,83421	5,253473	32,83421
2	2,595208	16,22005	7,848681	49,05426
3	1,750001	10,93750	9,598682	59,99176

Uma segunda tabela (Tabela 5.17) fornece os fatores de carga ou coeficientes de correlação (depois de ser aplicada uma rotação varimax normalizada) entre as variáveis e os fatores artificiais extraídos após a análise dos autovalores. Com os fatores de carga, é possível interpretar os fatores artificiais, pois as variáveis de maior influência na sua definição apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais. Na interpretação das componentes principais, as variáveis são consideradas bem relacionadas com o fator

quando apresentam fatores de cargas maiores que 0,70 (valor adotado pelo programa Statistica), assinalado na tabela por um asterisco e escrito em negrito.

Tabela 5.17 – Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise do sistema natural de terras úmidas.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	0,167452	0,200338	-0,594116
Potencial hidrogeniônico	0,319775	0,196863	0,031256
Fósforo total	0,482549	0,360774	0,573089
Ortofosfato solúvel	0,555779	0,137426	0,691134
Amônia	0,537310	0,469988	0,413425
Nitrato	-0,055233	0,101182	-0,517957
DBO	0,236546	0,733962 *	0,145351
DQO	0,510733	0,548512	0,132038
Condutividade elétrica	0,939179 *	0,049098	-0,129320
Alcalinidade total	0,881646 *	0,069965	0,195918
Dureza	0,749043 *	-0,252171	-0,425109
Turbidez	-0,141126	0,441105	0,010678
Sólidos totais	0,443401	0,087741	0,140509
Sólidos suspensos totais	0,066135	0,865462 *	-0,102308
Coliformes termotolerantes	0,171538	0,853893 *	-0,259756
Estreptococos fecais	0,194190	0,883582 *	-0,086817
Autovalor	3,789046	3,830668	1,978967
Porcentagem explicada	0,236815	0,239417	0,123685

Pode ser observado, na Tabela 5.17, que o fator 1 apresenta uma alta correlação positiva com as variáveis condutividade elétrica, alcalinidade total e dureza total, que são variáveis descritivas do teor de sais na massa líquida. Essa alta associação define o caráter desse primeiro fator, podendo o fator 1 ser chamado de componente associada às concentrações de solutos.

O segundo fator está fortemente associado a variáveis como DBO, sólidos suspensos totais, coliformes fecais e estreptococos fecais, que são variáveis descritivas da poluição orgânica e fecal, o que confirma a presença de esgotos. Dessa maneira, o fator 2 pode ser denominado de componente associada à poluição fecal.

O terceiro fator artificial, de menor importância, não apresenta coeficientes de correlação maiores que 0,7 para nenhuma variável. No entanto, a correlação de ortofosfato solúvel com este fator é uma correlação de praticamente 0,7 (0,691) e, além disso, as variáveis fósforo total e amônia apresentam coeficientes de correlação razoáveis com este fator, levando

a deduzir que este terceiro fator, embora não esteja muito claro, tem uma correlação maior com as concentrações de nutrientes no sistema.

A seguir, é apresentado, na Figura 5.11, o diagrama de dispersão no qual é possível observar a disposição das 16 variáveis com relação aos diferentes sistemas de eixos ortogonais, ou seja, nos sistemas de eixos constituídos pelo fator 1 com o fator 2 e fator 1 com o fator 3. Esses diagramas são, de fato, mapas de posicionamento das diferentes variáveis monitoradas no sistema.

A análise dos resultados demonstrou que os sais assumem importância relevante na descrição da variação do sistema de terras úmidas naturais, sendo os maiores responsáveis pela variância. Eles explicam cerca de 1/3 da variância total. No entanto, nos trabalhos publicados na literatura, não se observa que tenha sido avaliada essa influência sobre a variância. Até mesmo a monitoração dos sais não é muito freqüente; os trabalhos estão mais baseados no controle de nutrientes e de poluição fecal, bem como no acompanhamento do desenvolvimento da biomassa. Raramente, na literatura, a questão dos sais é analisada, o que representa uma contradição já que são justamente esses sais os principais responsáveis pela variação nesses ecossistemas naturais.

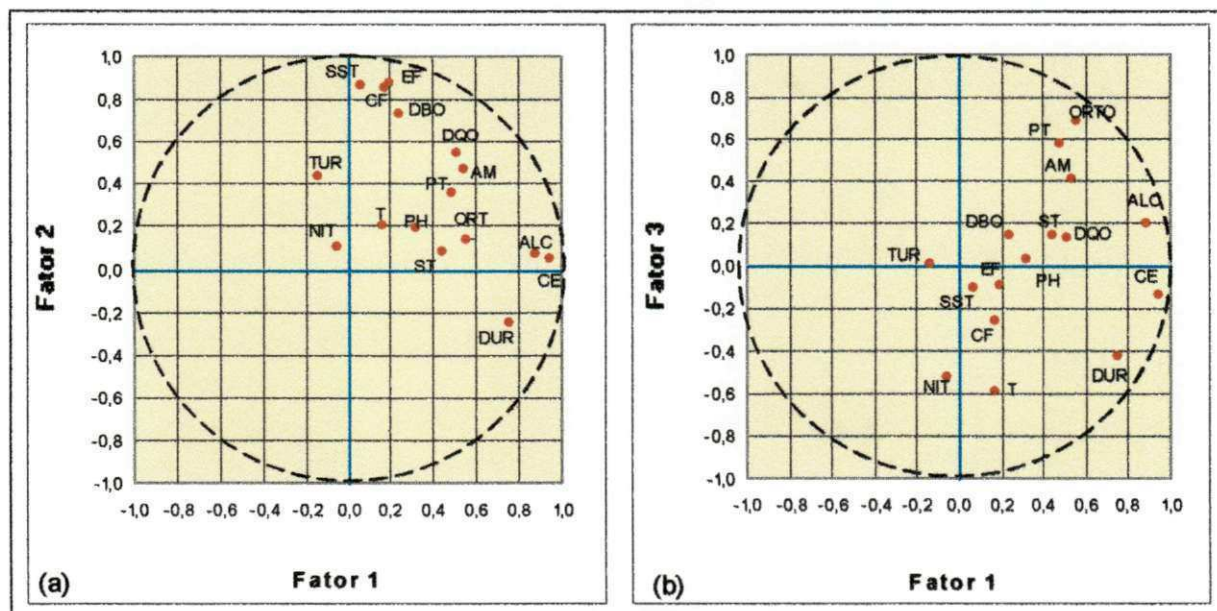


Figura 5.11 – Diagrama de dispersão das variáveis do sistema natural de terras úmidas. (a) Fator concentração de sais x fator poluição fecal. (b) Fator concentração de sais x nutrientes.

O teor de sais está relacionado aos processos de eutrofização e salinização conseqüente da evapotranspiração da vegetação, da evaporação da água e do lançamento de compostos salinos juntamente com as águas residuárias. Esse fator contribui para a seleção das espécies que vão se desenvolver no ecossistema, já que sais podem representar uma limitação ao crescimento de vegetais, ou seja, nesse tipo de ecossistema, naturalmente muito produtivo, uma maior concentração de sais pode representar uma limitação importante. Essa limitação pode, num primeiro momento, parecer interessante para a preservação do corpo aquático na medida em que, se tornando menos produtivo, o assoreamento resultante do depósito de matéria vegetal morta é mais limitado. Por outro lado, uma maior concentração de sais pode ser prejudicial em subseqüentes instalações de reúso de efluentes na agricultura (AYERS & WESTCOT, 1999). Excesso de sais na água pode produzir salinização nos solos, incrustações nas tubulações de irrigação e corrosão.

Sistema de terras úmidas construídas

Na análise fatorial do conjunto de dados do sistema de terras úmidas construídas, TUC-I e TUC-II, foram empregados dados transformados das variáveis monitoradas nos efluentes.

A Tabela 5.18 mostra os autovalores e percentuais da variância explicados pelos fatores artificiais extraídos na análise de componentes principais aplicada, respectivamente, aos experimentos 1 e 2 do sistema de terras úmidas construídas I. No experimento 1, a variância explicada por três componentes principais foi de 52,52%, enquanto que no experimento 2 a mesma foi de 52,90%.

Tabela 5.18 – Autovalores e percentuais da variância das variáveis explicadas por cada fator artificial extraído na análise (autovalor maior que a unidade) do sistema de terras úmidas construídas I.

Fator	Autovalor	% Variância total	Autovalor acumulado	Percentual acumulado
Experimento 1				
1	4,038512	25,24070	4,038512	25,24070
2	2,904843	18,15527	6,943356	43,39597
3	1,459645	9,12278	8,403001	52,51876
Experimento 2				
1	4,543139	28,39462	4,543139	28,39462
2	2,428050	15,17531	6,971190	43,56994
3	1,493072	9,33170	8,464262	52,90163

Nesse ecossistema, os fatores principais artificiais não são mais “concentração de sais, poluição fecal e nutrientes”, eles agora se apresentam associados aos “nutrientes, concentração de sais e temperatura”, não estando presente a poluição orgânica.

No experimento 1, o fator relacionado aos nutrientes foi o principal, respondendo pela maior parte da variância (25,24%), e o segundo foi o fator associado à concentração de solutos (18,15%). Já no segundo experimento, houve uma inversão, o principal foi o fator associado à concentração de solutos (28,39%) e o segundo associado aos nutrientes (15,17%). No terceiro lugar, ficou o fator associado à temperatura. No primeiro experimento, o fator de carga da temperatura foi superior a 0,74 e no segundo, esse fator de carga foi de aproximadamente 0,7, sendo o mais relevante na definição da terceira componente principal.

O surgimento do fator temperatura no sistema construído pode ser atribuído ao fato da escala de projeto ser reduzida e até mesmo ao tipo de tanques utilizados na montagem (cimento amianto), que acaba sendo de material condutor de calor e que torna a temperatura um fator significante.

As Tabelas 5.19 e 5.20 mostram os fatores de carga entre as variáveis e os fatores artificiais resultante da análise para o sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1, com extração dos fatores pela técnica de componentes principais e aplicação da rotação varimax normalizada.

Tabela 5.19 – Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise para o sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	0,189420	0,185712	0,741520 *
Potencial hidrogeniônico	0,041298	0,248913	0,203944
Fósforo total	0,530941	0,196922	0,157190
Ortofosfato solúvel	0,819556 *	-0,097454	0,208018
Amônia	0,756750 *	-0,080742	-0,006836
Nitrato	-0,101206	-0,210637	-0,534156
DBO	0,575082	-0,045320	-0,037835
DQO	0,311808	0,102483	-0,466167
Condutividade elétrica	-0,023598	0,870669 *	-0,046915
Alcalinidade total	-0,241642	0,886166 *	0,053312
Dureza	-0,041974	0,913501 *	-0,089928
Turbidez	0,522961	-0,184722	0,490292
Sólidos totais	-0,079931	0,696030	0,248820
Sólidos suspensos totais	0,270895	0,382519	-0,252483

CONTINUA

CONCLUSÃO

Tabela 5.19 – Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise para o sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Coliformes termotolerantes	0,459416	-0,303287	0,644568
Estreptococos fecais	0,467081	-0,348088	0,368174
Autovalor	2,845211	3,464056	2,093734
Percentagem explicada	0,177826	0,216503	0,130858

Tabela 5.20 – Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultantes da análise para o sistema de terras úmidas construídas I, experimento 2.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	-0,051127	0,258724	0,677536
Potencial hidrogeniônico	0,043711	-0,010738	0,532984
Fósforo total	0,001232	0,567076	0,211257
Ortofosfato solúvel	-0,055164	0,818317 *	0,092477
Amônia	-0,007944	0,720119 *	-0,084354
Nitrato	-0,078717	-0,156865	-0,558692
DBO	-0,058336	0,475375	0,036396
DQO	0,003569	0,084961	-0,504341
Condutividade elétrica	0,880332 *	-0,137634	0,118717
Alcalinidade total	0,891496 *	-0,213735	-0,027614
Dureza	0,907189 *	-0,125295	0,046850
Turbidez	-0,086925	0,667321	-0,016962
Sólidos totais	0,693856	-0,072662	0,163596
Sólidos suspensos totais	0,648350	0,190262	-0,360550
Coliformes termotolerantes	-0,438215	0,633217	0,199917
Estreptococos fecais	-0,485068	0,569942	-0,068715
Autovalor	3,746660	3,127568	1,590034
Percentagem explicada	0,234166	0,195473	0,099377

No experimento 1, o fator 1 foi interpretado como nutrientes, uma vez que apresentou boa correlação com ortofosfato solúvel e amônia. O segundo fator, denominado fator concentração de sais, pelo alto coeficiente de correlação com condutividade elétrica, alcalinidade total e dureza. Já o terceiro fator apresentou boa correlação com a variável temperatura.

Na Figura 5.12 pode ser visualizada a dispersão das 16 variáveis estudadas, em sistemas de eixos constituídos pelo fator 1 com o fator 2 e fator 1 com o fator 3, para o sistema de terras úmidas construídas, experimento 1.

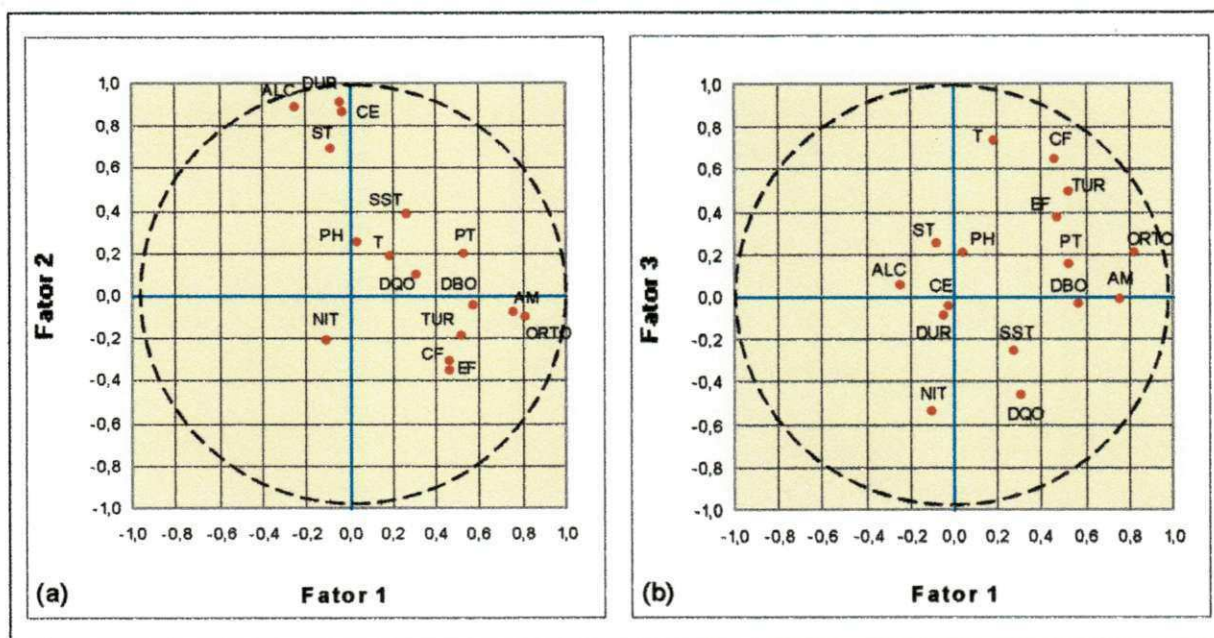


Figura 5.12 – Diagrama de dispersão das variáveis do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 1. (a) Fator nutrientes x concentração de sais. (b) Fator nutrientes x temperatura.

No experimento 2, o fator mais importante foi denominado de concentração de sais pela sua alta correlação com alcalinidade total, dureza, e turbidez, enquanto que o segundo fator foi denominado de nutrientes, pela sua boa correlação com ortofosfato solúvel e amônia. O terceiro fator, que explicou 9,7% da variação, não teve nenhum coeficiente de correlação superior a 0,7. O coeficiente (0,67) mais próximo foi o da temperatura, que pode, no entanto, ser considerado uma boa aproximação do valor 0,7.

A Figura 5.13 apresenta o diagrama de dispersão para o sistema de terras úmidas construídas I, experimento 2.

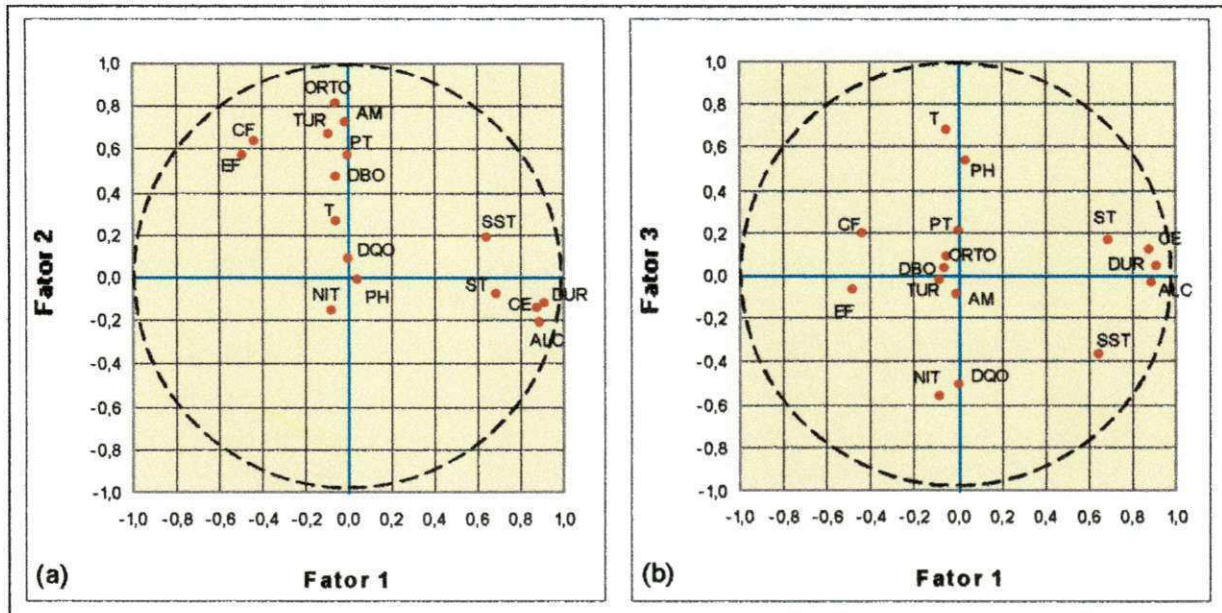


Figura 5.13 – Diagrama de dispersão das variáveis do sistema de terras úmidas construídas I, experimento 2. (a) Fator concentração de sais x nutrientes. (b) Fator concentração de sais x temperatura.

Uma análise fatorial do sistema de terras úmidas construídas II, foi levada a efeito com os dados transformados dos efluentes desse sistema. Essa análise explicou 60,89% da variância do sistema, para três fatores extraídos (Tabela 5.21), que apresentaram autovalores maiores que a unidade (5,82, 2,08 e 1,83, respectivamente).

Tabela 5.21 – Autovalores e percentuais da variância das variáveis explicadas por cada fator artificial extraído na análise (autovalor maior que a unidade) do sistema de terras úmidas construídas II.

Fator	Autovalor	% Variância total	Autovalor acumulado	Percentual acumulado
1	5,826933	36,41900	5,826933	36,41833
2	2,080486	13,00133	7,907418	49,42136
3	1,836758	11,47909	9,744176	60,89942

Com as Tabelas 5.21 e 5.22, pode ser observado que o fator 1 explicou 36,42% da variância total do sistema e foi interpretado como concentração de sais (apresentou boa correlação com condutividade elétrica, alcalinidade total, dureza e sólidos totais). O segundo

fator, interpretado como nutrientes, representou 13,00% da variância total e mostrou ter sido influenciado pelas variáveis fósforo total, ortofosfato solúvel e amônia. Já o terceiro fator, 11,48%, apresentou boa correlação com a variável turbidez, sugerindo que ele seja interpretado como fator turbidez.

Tabela 5.22 – Fatores de carga ou coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais resultante da análise para o sistema de terras úmidas construídas II, experimento 3.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	0,007120	0,080010	0,493158
Potencial hidrogeniônico	0,082048	0,689113	0,342652
Fósforo Total	-0,220202	0,739884 *	-0,035424
Ortofosfato solúvel	-0,509028	0,713643 *	0,042018
Amônia	-0,004289	0,817025 *	-0,164780
Nitrato	0,668881	0,058830	0,110123
DBO	-0,283741	0,478031	-0,596911
DQO	0,164215	0,040263	0,300184
Condutividade elétrica	0,859558 *	-0,202537	0,281944
Alcalinidade total	0,898872 *	-0,206521	0,184158
Dureza	0,773262 *	-0,300407	0,355936
Turbidez	0,018640	0,044705	-0,791937 *
Sólidos totais	0,741093 *	0,073274	0,021114
Sólidos suspensos totais	0,634157	0,092768	-0,507320
Coliformes termotolerantes	-0,660882	0,245330	0,046784
Estreptococos fecais	-0,715181 *	0,402369	0,047129
Autovalor	4,913992	2,851095	1,978819
Porcentagem explicada	0,307125	0,178193	0,123676

Na Figura 5.14 pode ser visualizada a dispersão das 16 variáveis estudadas, em sistemas de eixos constituídos pelo fator 1 com o fator 2 (a) e fator 1 com o fator 3 (b), para o sistema de terras úmidas construídas II.

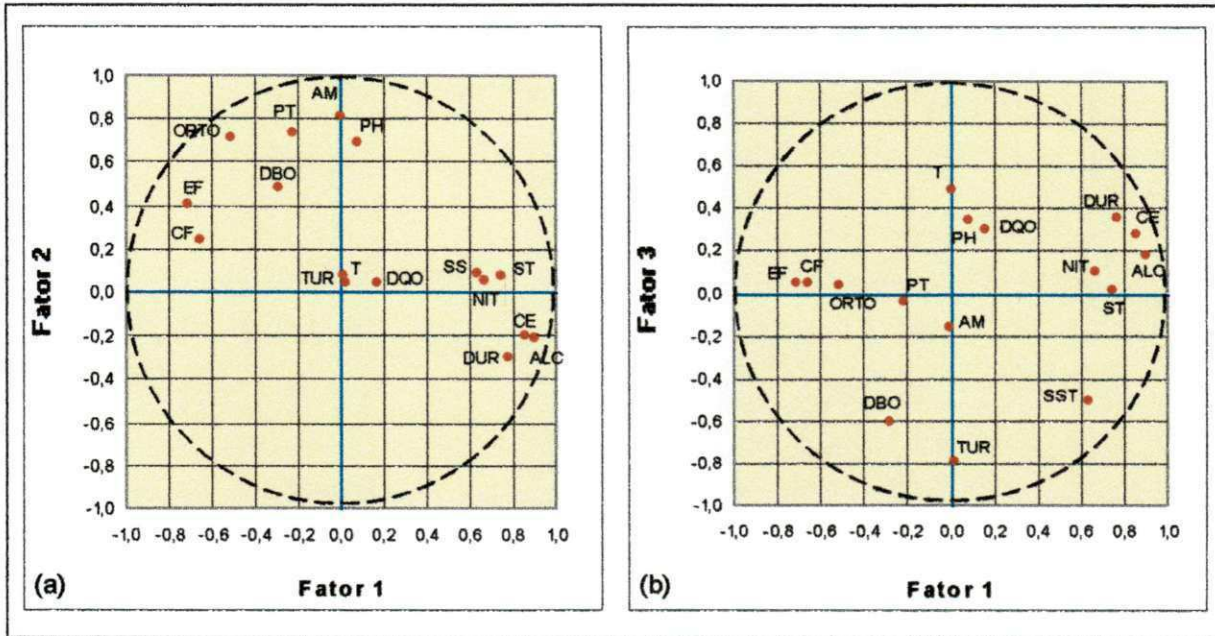


Figura 5.14 – Diagrama de dispersão das variáveis do sistema de terras úmidas construídas II, experimento 3. (a) Fator concentração de sais x nutrientes. (b) Fator concentração de sais x turbidez.

CAPÍTULO 6

DISCUSSÃO

6.1 – Considerações gerais

A limitação de recursos financeiros para o tratamento de águas residuárias, associada à escassez dos recursos hídricos nas regiões semi-áridas do planeta, impõe mudanças conceituais sobre os efluentes de esgotos tratados, que passam a ser considerados como insumos ao invés de despejos.

Ao longo dos anos, foi observado que ecossistemas naturais de terras úmidas que recebiam águas poluídas tinham a capacidade de absorver e reter matéria orgânica, nutrientes e outros poluentes, melhorando a qualidade da água efluente. Desde então, o comportamento destes ecossistemas passou a ser estudado, evidenciando-se suas funções de polimento, e ocorrendo uma valorização das terras úmidas como dispositivo de tratamento de águas residuárias (HAMMER, 1989). Terras úmidas naturais serviram como modelo para o desenvolvimento de terras úmidas construídas com vistas a reproduzir e otimizar as propriedades do ecossistema natural de acordo com a finalidade desejada (KADLEC & KNIGHT, 1996; MITSCH et al., 2000).

Devido à nova consciência da utilização de processos naturais e à necessidade de tratamentos de baixo custo de águas residuárias, em áreas rurais e peri-urbanas, os ecossistemas de terras úmidas construídas têm sido objeto de discussão e gerado pesquisas

com o objetivo de obter maiores conhecimentos e experiência para a sua aplicação (MITSCH, 1992).

Terras úmidas construídas são uma forma natural de tratamento de águas residuárias que utiliza apenas processos físicos, químicos e biológicos resultando numa eficiente estabilização do material orgânico biodegradável e redução de poluentes minerais. Estes sistemas são de construção simples, de operação e manutenção fáceis e de baixo custo, o que os fazem particularmente atraentes para o tratamento de águas poluídas em comunidades de pequeno a médio portes, principalmente nos países em desenvolvimento (HAMMER, 1992; BRIX et al., 2000).

A experiência na recuperação e construção de terras úmidas visando manter ou melhorar a qualidade da água de rios tem aumentado (PETERSEN et al., 1992; RAISIN & MITCHELL, 1996). No Brasil, entretanto, esta tecnologia ainda está em desenvolvimento, sendo abundantes as pesquisas (ROSTON, 1994; SOUZA et al., 1996; SALATI et al., 1998; MARQUES, 1999; CEBALLOS et al., 2000), embora pouco empregada em escala real. Em 1980 foi desenvolvido pela Dra. Carmen Lúcia Roquete Pinto, da Universidade Federal Fluminense - Niterói, Rio de Janeiro, um projeto pioneiro que enfocou especialmente o estudo da eficiência de plantas aquáticas flutuantes (*Eichornia* spp.) na remoção de metais pesados de efluentes (SALATI et al., 1999). A primeira tentativa de utilizar a capacidade de sistemas de terras úmidas construídas para promover a purificação de águas no país foi coordenada pelo Prof. Enéas Salati (SALATI, 1984; MANFRINATO et al., 1993), edestinava-se ao tratamento de águas fortemente poluídas do Rio Piracicamirim em Piracicaba (SP), através de um sistema de terras úmidas de fluxo superficial, com área de 4 320m² contendo plantas aquáticas flutuantes (*Eichornia crassipes*), tendo sido obtidas reduções de 70% para DBO e DQO, de 99% para coliformes termotolerantes e de 90% para turbidez. A partir de então, novas concepções foram desenvolvidas na tentativa de aumentar a eficiência destes sistemas, reduzindo os investimentos. Ultimamente, foram implantados sistemas de terras úmidas construídas nos projetos para a recuperação da qualidade de água do Rio Cotia, pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), e do Rio Palmital, em Curitiba, pela Companhia de Saneamento do Estado do Paraná (SANEPAR). Em ambos os casos, o objetivo foi recuperar o rio até este atingir a classe 2, para posterior potabilização de suas águas para abastecimento doméstico (FERREIRA, 2000).

Os resultados mostraram que as variáveis analisadas (tempo de detenção hidráulica, tipo de substrato, presença/ausência de macrófitas e tipo de vegetação) são importantes para otimizar a eficiência do sistema e obter resultados excelentes, na medida em que foram reduzidas consideravelmente as concentrações de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos indicadores de contaminação fecal, fornecendo um efluente que pode ser usado em irrigação e, simultaneamente ao tratamento, produzir biomassa útil para consumo humano.

6.2 – Ecossistema natural de terras úmidas

A ocupação, sem planejamento, do território urbano nas proximidades do *Campus* da Universidade Federal de Campina Grande provocou a transformação de uma lagoa de águas límpidas situada no próprio *Campus* num sistema natural de terras úmidas em decorrência do abundante crescimento de macrófitas com predominância de *Typha* sp., como consequência da descarga de nutrientes, acelerando seus processos de eutrofização e assoreamento.

Sem dúvida, um reservatório de águas limpas contribuiria positivamente para a paisagem, além dos possíveis diferentes usos que estas águas teriam dentro do *Campus* e da contribuição para programas de educação ambiental, entretanto, esse ecossistema foi alterado e a terra úmida fornece água parcialmente tratada, não apta para irrigação irrestrita.

Desde 1996, a Universidade Federal de Campina Grande vem conduzindo trabalhos de investigação com a finalidade de avaliar a evolução desse corpo aquático e estudar os possíveis usos do seu efluente (MEIRA et al., 1998; MEIRA, 1999; CEBALLOS et al., 2000; MEIRA et al., 2000; CEBALLOS et al., 2001; MEIRA et al., 2002). Meira et al. (2000), estudando a qualidade das águas afluentes e efluentes do ecossistema natural com vistas à irrigação, concluíram que a lagoa atuava como um reator de efetivo tratamento com eficiente remoção de DBO (78%), sólidos suspensos (76%), coliformes termotolerantes (92%) e estreptococos fecais (91%) e sugeriram o planejamento de um manejo adequado para a despoluição do córrego afluente para que a lagoa reassumisse sua função paisagística e suas águas pudessem ser usadas na irrigação das áreas verdes do *Campus*.

Os primeiros resultados com o ecossistema natural de terras úmidas mostraram que o afluente possuía características que se assemelhavam à composição típica de esgotos domésticos (SILVA, 1982; PESSOA & JORDÃO, 1982; METCALF & EDDY, 2003) e, após passar pela terra úmida, os valores médios das variáveis estudadas apresentaram reduções significativas em termos de matéria orgânica (remoção de DBO entre 74 e 87% - valor médio efluente entre 13 e 22mg/L, e de DQO entre 21 e 57% - valor efluente entre 95 e 213mg/L) e de microrganismos indicadores de contaminação fecal (redução de coliformes termotolerantes entre 92,63 e 96,78% – valor médio efluente entre $3,87 \times 10^5$ e $9,61 \times 10^5$ UFC/100mL, de estreptococos fecais entre 92,91 e 97,74% – valor médio efluente entre $3,44 \times 10^4$ e $1,29 \times 10^5$ UFC/100mL, de colifagos entre 91,95 e 96,47% – valor médio efluente entre $3,30 \times 10^4$ e $8,64 \times 10^4$ UFP/100mL e de bacteriófagos entre 66,83 e 88,61% – valor médio efluente entre $5,54 \times 10^2$ e $1,23 \times 10^4$ UFP/100mL), produzindo um efluente de melhor qualidade, mas que ainda requeria uma melhoria para ser despejado num corpo receptor ou para seu uso em irrigação. Essa qualidade foi parcialmente conseguida com a aplicação de unidades de tratamento subsequentes de terras úmidas construídas, as quais foram alimentadas com o efluente do ecossistema natural e estruturadas em dois sistemas (TUCI e TUCII) de terras úmidas construídas.

6.3 – Ecossistema de terras úmidas construídas

No primeiro sistema de terras úmidas construídas – TUCI (substrato de brita, vegetado com *Typha*, tempos de detenção hidráulica de 5, 7 e 10 dias no primeiro experimento e de 5 e 10 dias no segundo experimento) ficou evidenciado o papel significativo das plantas na redução das concentrações de nutrientes na água; seja absorvendo-os ou favorecendo sua transformação associada a outros processos, tais como a sedimentação, a desnitrificação e a assimilação pelos diferentes microrganismos presentes na rizosfera. Estes processos não dependem necessariamente das macrófitas, embora a zona das raízes gere um ambiente favorável para a sua ocorrência (GUNTENSPERGEN et al., 1989).

O conjunto desses fenômenos e a função da vegetação podem ser verificados pelas diferentes remoções ocorridas nas concentrações dos nutrientes nas terras úmidas vegetadas e

não vegetadas: fósforo total (entre 74 e 87% na unidade vegetada e entre 1 e 37% na unidade controle), ortofosfato solúvel (entre 86 e 100% na vegetada e entre -11 e 31% no controle) e nitrogênio amoniacal (entre 98 e 100% na vegetada e entre 71 e 98% no controle).

Também foram verificadas maiores remoções nas terras úmidas construídas para os microrganismos indicadores da contaminação fecal (coliformes termotolerantes – tanques vegetados entre 98,06 e 99,97% e controle entre 95,71 e 98,61%, estreptococos fecais – tanques vegetados entre 94,47 e 99,93% e controle entre 85,56 e 96,09%, colifagos – tanques vegetados entre 95,69 e 99,92% e controle entre 86,62 e 99,07% e bacteriófagos – tanques vegetados entre 96,76 e 99,88% e controle entre 87,71 e 97,69%). Numerosos autores concordam que a remoção microbiana ocorre principalmente pelo efeito de filtro da rizosfera e do biofilme ali formado, que facilitam tanto sua sedimentação como sua adsorção ao biofilme pela existência de processos de competição e morte celular, além de destruição por substâncias tóxicas liberadas pelas raízes ou pelos outros microrganismos (HAMMER & BASTIAN, 1989). Sabe-se que *Pseudomonas aeruginosa* libera piocianinas que destroem outras bactérias, assim como os coliformes podem liberar colicinas com a mesma função (BROCK et al., 1994)

As eficiências encontradas neste trabalho para formas de fósforo e nitrogênio são bastante aproximadas às de outros autores, em sistemas similares. Vymazal et al. (1998) citam percentagens levemente inferiores em pesquisas em climas temperados com terras úmidas construídas usando substratos de brita e vegetados com *Typha*. Embora não esteja bem estabelecida a causa das maiores remoções em alguns experimentos com terras úmidas construídas em regiões tropicais, estas poderiam ser atribuídas às maiores temperaturas ambientais, que estimulam o aumento das taxas metabólicas dos microrganismos (BRDJANOVIC et al., 1998).

Entretanto, o trabalho de Sousa e Bernardes (1996) desenvolvido em Brasília, DF (Brasil), também de fluxo subsuperficial, leito de brita e vegetado com *Typha* apresentou remoção de fósforo total de apenas 40%, o que pode estar associado ao menor tempo de detenção hidráulica aplicado, que foi de 2,4 dias.

O cultivo de macrófitas torna-se fundamental para um bom desempenho do tratamento das águas poluídas nas terras úmidas. Estas plantas, além de retirarem nutrientes através de seu sistema radicular, tem a rizosfera e as outras partes submersas da planta, junto com o material do substrato funcionando como meio de fixação dos microrganismos aeróbios e

anaeróbios, responsáveis pela quebra biológica das moléculas orgânicas dos resíduos líquidos (EPA, 1988; COOPER, 1993; TANNER, 2001). As macrófitas também modificam de modo significativo o ambiente químico do meio suporte, quer pela aeração indireta, quer pelo estímulo à fixação do biofilme, quer pela eliminação de metabólicos, entre outros mecanismos (MITCHELL et al., 1995; WETZEL, 2000). No presente trabalho, foi observado que as unidades não vegetadas (controles), com leito de areia e de brita, apresentaram menores remoções que as vegetadas.

Outras funções das macrófitas nos leitos são a retenção de sólidos suspensos por simples filtração, do mesmo modo que o meio suporte, embora com maior eficiência, e a manutenção do fluxo da água através do meio suporte pelo crescimento horizontal e vertical das raízes.

Durante um período inicial de sucessão e desenvolvimento das plantas nos leitos, a imobilização direta de poluentes pela rizosfera pode ser considerável (KADLEC & KNIGHT, 1996). Porém, a assimilação de nutrientes pela biomassa das macrófitas varia com a espécie usada e o desenvolvimento da vegetação (HABERL et al., 1995). Poucos nutrientes são predominantemente removidos por assimilação. Para a maioria deles, a assimilação pelas plantas tem pouca importância quando comparada com as transformações microbiológicas e físicas ocorridas nos leitos (KADLEC & KNIGHT, 1996).

As associações plantas/microrganismos são complexas e podem variar com a espécie de planta; além disso, diferentes microrganismos processam as mesmas substâncias em diferentes intervalos de tempo. Cada espécie de planta tem proporções definidas de microrganismos mais ou menos específicos, o que significa que algumas associações planta/microrganismo são mais eficientes que outras (TROTTER et al., 1994).

O tempo de detenção hidráulica de 10 dias se mostrou mais eficiente na redução de indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes e estreptococos fecais).

A Tabela 6.1 apresenta os limites máximos para águas doces e lançamento de efluentes em corpos d'água, das variáveis estudadas, conforme a Resolução CONAMA 20/86 em vigor e a versão final da 5ª reunião (25 a 27 de agosto de 2003) do grupo de trabalho revisor dessa Resolução, que ainda está em discussão.

A Tabela 6.2 mostra os valores normais em águas de irrigação e as diretrizes para avaliar a qualidade da água de irrigação, considerando os efeitos a longo prazo na qualidade da

água sobre a produção das culturas nas condições de solo e manejo, sugeridos pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura – FAO (AYERS & WESTCOT, 1999).

Tabela 6.1 – Limites máximos para águas doces e padrão de lançamento em corpos d'água, das variáveis monitoradas, conforme a Resolução CONAMA 20/86.

Parâmetro	Unidade	Classe				Padrão Lançamento
		1	2	3	4	
Em vigor						
Turbidez	UNT	40	100	100	-	-
Temperatura°C	-	-	-	-	40	-
pH	-	6-9	6-9	6-9	6-9	5-9
DBO	mg/L	3	5	10	-	(1)
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	200	10 ³	4x10 ³	-	-
Amônia livre	mgNH ₃ /L	0,02	0,02	-	-	-
Amônia total	mgN-NH ₃ /L	-	-	1,0	-	5,0
Cloreto	mgCl/L	250	250	250	-	-
Fósforo total	mgP/L	0,025	0,025	0,025	-	-
Nitrato	mgN/L	10	10	10	-	-
Sulfato	mgSO ₄ /L	250	250	250	-	-
Em processo de revisão						
Turbidez	UNT	40	100	100	-	-
Temperatura°C	-	-	-	-	40	-
pH	-	6-9	6-9	6-9	6-9	5-9
DBO	mg/L	3	5	10	-	(1)
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	200	10 ³	4x10 ³	-	-
Amônia total	mgN-NH ₃ /L	3,7(2)	3,7(2)	13,3(2)	-	20,0
Cloreto	mgCl/L	250	250	250	-	-
Fósforo total	mgP/L	0,025(3)	0,05(3)	0,05(3)	-	-
Nitrato	mgN/L	10	10	10	-	-
Sulfato	mgSO ₄ /L	250	250	250	-	-

pH: potencial hidrogeniônico, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, (1): consultar a legislação estadual pertinente. (2): para pH ≤ 7,5. (3): para ambientes léticos.

A Tabela 6.3 apresenta a classificação das águas efluentes do sistema de terras úmidas construídas I, experimentos 1 e 2, com relação à Resolução do CONAMA 20/86 em vigor e à versão final da 5ª reunião (25-27 de agosto de 2003) do grupo de trabalho revisor dessa Resolução. Nessa tabela pode ser observado que, com exceção de cloreto e fósforo total, o efluente vegetado com tempo de detenção hidráulica de 10 dias apresentou características mais tipicamente enquadradas na classe 3 (CONAMA 20/86), podendo ser usado em irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e em dessedentação de animais, além de reunir condições apropriadas para ser lançado em corpos receptores.

Tabela 6.2 – Diretrizes, sugeridos pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAO, para interpretar a qualidade da água para irrigação e faixas usuais.

Parâmetros	Unidade	Grau de restrição de uso			Faixa usual de água em irrigação			
		Nenhuma	Ligeira a Moderada	Severa				
pH	-	6,5 – 8,4	6,5 – 8,4	6,5 – 8,4	6 – 8,5			
CE	dS/m	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0	0 – 3			
Cálcio	meq/L	-	-	-	0 – 20			
Magnésio	meq/L	-	-	-	0 – 5			
Sódio	meq/L	< 3	3 – 9	> 9	0 – 40			
Carbonato	meq/L	-	-	-	0 – 0,1			
Bicarbonato	meq/L	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5	0 – 10			
Cloreto	meq/L	< 4	4,0 – 10	> 10	0 – 30			
Sulfato	meq/L	-	-	-	0 – 20			
Nitrato	mgN/L	< 5,0	5,0 – 30	> 30	0 – 10			
Amônia	mgN/L	-	-	-	0 – 5			
Ortofosfato solúvel	mgP/L	-	-	-	0 – 2			
Potássio	mgK/L	-	-	-	0 – 2			
RAS					0 – 15			
(usando-se CE e RAS conjuntamente)								
RAS	0 – 3	e	CE =	>0,7	0,7 – 0,2	< 0,2		
	3 – 6	e	CE =	>1,2	1,2 – 0,3	< 0,3		
	6 – 12	e	CE =	>1,9	1,9 – 0,5	< 0,5		
	12 – 20	e	CE =	>2,9	2,9 – 1,3	< 1,3		
	20 – 40	e	CE =	>5,0	5,0 – 2,9	< 2,9		

FONTE: University of California Committee of Consultants (1994) apud Ayers & Westcot (1999). pH: potencial hidrogeniônico, CE: condutividade elétrica, RAS: Razão de absorção de sódio. (1): Para irrigação por superfície.

Tabela 6.3 – Classes de uso e conformidade de lançamento do efluente final do sistema de terras úmidas construídas I (CONAMA 20/86).

CONAMA 20/86	Em vigor				Em processo de revisão			
	TDH = 5 dias		TDH = 10 dias		TDH = 5 dias		TDH = 10 dias	
Variável	Classe	Laç	Classe	Laç	Classe	Laç	Classe	Laç
Turbidez	1	-	1	-	1	-	1	-
Temperatura-	Conf	-	Conf	-	Conf	-	Conf	-
pH	1	Conf	1	Conf	1	Conf	1	Conf
DBO	1	-	1	-	1	-	1	-
Coliformes (1)	4	-	3	-	4	-	3	-
Amônia total	3	Conf	3	Conf	1	Conf	1	Conf
Cloreto	4	-	4	-	4	-	4	-
Fósforo total	4	-	4	-	4	-	4	-
Nitrato	1	-	1	-	1	-	1	-
Sulfato	VNA	-	VNA	-	VNA	-	VNA	-

pH: potencial hidrogeniônico, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, (1): coliformes termotolerantes, Laç: lançamento, Conf: em conformidade.

O potencial da qualidade da água de irrigação deve ser sempre avaliado, tal que os problemas relacionados às condições no solo possam ser restringidos e o emprego de técnicas de manejo especiais possam manter o rendimento das culturas em níveis aceitáveis.

A Tabela 6.4 mostra o grau de restrição, para o uso dos efluentes do sistema de terras úmidas construídas I, na irrigação e sua conformidade com os valores normais em águas de irrigação (AYERS & WETSCOT, 1999).

Tabela 6.4 – Classificação do efluente final do sistema de terras úmidas construídas I, experimentos 1 e 2, segundo os graus de restrição para a irrigação sugerida pela FAO e conformidade com as faixas usuais de água em irrigação.

Variável	Grau de restrição de uso				Faixa usual de água em irrigação			
	Experimento 1		Experimento 2		Experimento 1		Experimento 2	
	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias
pH	N	N	N	N	Conf	Conf	Conf	Conf
CE	LM	LM	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf
Cálcio	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Magnésio	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Alto
Sódio	S	S	S	S	Conf	Conf	Conf	Conf
Carbonato	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Bicarbonato	LM	LM	LM	S	Conf	Conf	Conf	Conf
Cloreto	S	S	S	S	Conf	Conf	Conf	Conf
Sulfatos	VNA	VNA	VNA	VNA	VNA	VNA	VNA	VNA
Nitrato	N	N	N	N	Conf	Conf	Conf	Conf
Amônia	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Ortofosfato	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Potássio	-	-	-	-	Alto	Alto	Alto	Alto
RAS	N	LM	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf

pH: potencial hidrogeniônico. CE: condutividade elétrica. N: nenhuma, LM: ligeira a moderada, S: severa, VNA: variável não analisada, Alto: valor acima do aceitável, Conf: valor em conformidade.

No segundo sistema de terras úmidas construídas – TUCII, no qual foram comparados substratos de brita e areia vegetados com *Typha* e *Oryza sativa L.*, com tempos de detenção hidráulica de 5 e 10 dias, foi avaliada a influência da mudança do tipo de substrato e da vegetação na melhoria da qualidade do efluente, assim como o efeito desses dois tempos de detenção hidráulica.

Neste sistema – TUCII, como no anterior – TUCI, ficou evidenciada a importância da vegetação, confirmando resultados de numerosos estudos feitos na presença e na ausência de macrófitas, nos quais, quase que invariavelmente, foi concluído que o melhor desempenho

do sistema é obtido com a presença de plantas (REEDY & SMITH, 1987; BRIX 1994; KADLEC & KNIGHT, 1996).

O substrato das terras úmidas suporta a vegetação, fornecendo o local para as transformações químicas e bioquímicas e para o depósito de poluentes removidos. A escolha do tipo de substrato a ser utilizado deve estar baseada no seu custo, que representa uma fração significativa do custo total nos ecossistemas de terras úmidas construídas, e no tipo de efluente que se pretende atingir. Ao ser avaliado o custo do substrato, deve também ser levado em conta o custo da manutenção e operação do sistema.

Neste trabalho, as associações brita/*Typha* foram responsáveis pelas maiores remoções das variáveis fósforo total (65-87%), ortofosfato solúvel (71-97%), nitrogênio amoniacal (82-97%), DBO (80-95%) e turbidez (92-97%). No entanto, esta mesma associação promoveu o aumento das variáveis condutividade elétrica (40-102%), alcalinidade (24-75%), bicarbonato (29-124%), sódio (96-248%), dureza (30-96%), cálcio (33-132%), magnésio (34-120%) e cloreto (62-233%). Esse incremento das concentrações de sais pode está associado à evapotranspiração. As concentrações de sais foram elevadas e podem comprometer o crescimento das plantas, assim como o uso do efluente na irrigação subsequente.

Na vasta literatura pesquisada, apenas um trabalho (SILVEIRA NETO, 2002) analisou as variáveis indicadoras da salinização do líquido efluente de terras úmidas. Nesse trabalho, realizado na cidade de Pacajus, Ceará, águas residuárias industriais foram tratadas em leitos mistos de brita e areia vegetados com *Paspalum vaginatum* (capim de praia) e *Cynodon dactylon* (capim de burro), tendo sido observados “aumentos significativos” de condutividade elétrica, bicarbonato, sódio, potássio e cloreto, no entanto, não foram relatadas as suas magnitudes nem atribuídas causas para esses aumentos.

As concentrações de sais interferem em vários aspectos relacionados ao efluente, desde a escolha da vegetação a ser irrigada com o efluente de terras úmidas até a sua descarga no solo ou num corpo aquático. Em regiões carentes de recursos hídricos, a utilização sistemática de efluentes de terras úmidas ou de qualquer outro tipo de efluente na irrigação de culturas sempre é desejável, mas a qualidade desses efluentes em termos da concentração de sais pode representar um dos mais importantes obstáculos a tal aplicação, já que se torna um fator de risco de salinização dos solos.

Prof. Dr. Roberto de Souza
Instituto de Física de São Carlos
Universidade de São Carlos

De acordo com Gheyi et al. (1999), qualquer que seja a fonte, as águas usadas na irrigação sempre contêm sais com quantidade e o tipo bastante variáveis. A avaliação dos sais na qualidade da água nas regiões áridas e semi-áridas, como é a maior parte do nordeste brasileiro, torna-se imprescindível, visto que, por serem regiões com baixos índices pluviométricos e intensa evaporação, os solos irrigados estão sujeitos a processos de salinização, isto é, acumulação gradativa de sais solúveis com as irrigações sucessivas.

A associação da vegetação com areia como substrato promoveu maior remoção apenas para as variáveis indicadoras de contaminação fecal. A associação areia/arroz resultou nas maiores remoções para coliformes termotolerantes (99,57-99,86%) e estreptococos fecais (99,41-99,43%) na época de menor pluviosidade.

Tabela 6.5 – Classes de uso e conformidade de lançamento do efluente final do sistema de terras úmidas construídas II (CONAMA 20/86), para o substrato de brita.

CONAMA 20/86 Variável	Em vigor				Em processo de revisão			
	TDH = 5 dias		TDH = 10 dias		TDH = 5 dias		TDH = 10 dias	
	Classe	Lanç	Classe	Lanç	Classe	Lanç	Classe	Lanç
Brita/Typha								
Turbidez	1	-	1	-	1	-	1	-
Temperatura-	Conf	-	Conf	-	Conf	-	Conf	-
pH	1	Conf	1	Conf	1	Conf	1	Conf
DBO	2	-	1	-	2	-	1	-
Coliformes (1)	4	-	4	-	4	-	3	-
Amônia total	4	Conf	4	Conf	3	Conf	1	Conf
Cloreto	4	-	4	-	4	-	4	-
Fósforo total	4	-	4	-	4	-	4	-
Nitrato	1	-	1	-	1	-	1	-
Sulfato	4	-	4	-	4	-	4	-
Brita/Arroz								
Turbidez	1	-	1	-	1	-	1	-
Temperatura-	Conf	-	Conf	-	Conf	-	Conf	-
pH	1	Conf	1	Conf	1	Conf	1	Conf
DBO	2	-	2	-	2	-	2	-
Coliformes (1)	4	-	4	-	4	-	4	-
Amônia total	4	Alto	4	Conf	3	Conf	1	Conf
Cloreto	4	-	4	-	4	-	4	-
Fósforo total	4	-	4	-	4	-	4	-
Nitrato	1	-	1	-	1	-	1	-
Sulfato	4	-	4	-	4	-	4	-

pH: potencial hidrogeniônico, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, (1): coliformes termotolerantes, Lanç: lançamento, Conf: valor em conformidade, Alto: valor acima do aceitável.

Assinado

Tabela 6.6 – Classes de uso e conformidade de lançamento do efluente final do sistema de terras úmidas construídas II (CONAMA 20/86), para o substrato de areia.

CONAMA 20/86 Variável	Em vigor				Em processo de revisão			
	TDH = 5 dias		TDH = 10 dias		TDH = 5 dias		TDH = 10 dias	
	Classe	Lanç	Classe	Lanç	Classe	Lanç	Classe	Lanç
Areia/Typha								
Turbidez	1	-	1	-	1	-	1	-
Temperatura	-	Conf	-	Conf	-	Conf	-	Conf
pH	1	Conf	1	Conf	1	Conf	1	Conf
DBO	2	-	2	-	2	-	2	-
Coliformes (1)	3	-	3	-	3	-	3	-
Amônia total	4	Alto	4	Alto	3	Conf	3	Conf
Cloreto	4	-	4	-	4	-	4	-
Fósforo total	4	-	4	-	4	-	4	-
Nitrato	1	-	1	-	1	-	1	-
Sulfato	4	-	4	-	4	-	4	-
Areia/Arroz								
Turbidez	1	-	1	-	1	-	1	-
Temperatura	-	Conf	-	Conf	-	Conf	-	Conf
pH	1	Conf	1	Conf	1	Conf	1	Conf
DBO	2	-	3	-	2	-	3	-
Coliformes (1)	3	-	3	-	3	-	3	-
Amônia total	4	Conf	4	Conf	3	Conf	3	Conf
Cloreto	4	-	4	-	4	-	4	-
Fósforo total	4	-	4	-	4	-	4	-
Nitrato	1	-	1	-	1	-	1	-
Sulfato	4	-	4	-	4	-	4	-

pH: potencial hidrogeniônico, DBO: demanda bioquímica de oxigênio, (1): coliformes termotolerantes, Lanç: lançamento, Conf: valor em conformidade, Alto: valor acima do aceitável.

Conforme apresentado nas Tabelas 6.5 e 6.6, pode ser observado que, os efluentes do sistema de terras úmidas construídas II com tempo de detenção hidráulica de 10 dias também foram os que apresentaram melhores resultados. Vale ressaltar que, independentemente do tipo de vegetação utilizada, as unidades com substrato de brita tiveram melhor desempenho na remoção das concentrações de amônia, enquanto que as unidades com areia foram mais eficientes nas remoções de indicadores de contaminação fecal.

A análise das variáveis (Tabelas 6.7 e 6.8) tradicionalmente utilizadas para julgar a adequação de uma água para irrigação, demonstra que a faixa definida pelo binômio RAS-condutividade elétrica indica que os efluentes do sistema de terras úmidas construídas II são aplicáveis na agricultura. Entretanto, deve haver manejo adequado para favorecer a drenagem e evitar problemas futuros de salinização.

Tabela 6.7 – Classificação do efluente final do sistema de terras úmidas construídas II, com substrato de brita, segundo os graus de restrição para a irrigação sugerida pela FAO e conformidade com as faixas usuais de águas em irrigação.

Variável	Grau de restrição de uso				Faixa usual de água em irrigação			
	Brita/Typha		Brita /Arroz		Brita/Typha		Brita /Arroz	
	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias
pH	N	N	N	N	Conf	Conf	Conf	Conf
CE	LM	LM	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf
Cálcio	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Magnésio	-	-	-	-	Alto	Alto	Conf	Conf
Sódio	S	S	S	S	Conf	Conf	Conf	Conf
Carbonato	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Bicarbonato	S	S	S	S	Alto	Alto	Conf	Conf
Cloreto	S	S	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf
Sulfatos	-	-	-	-	Alto	Alto	Alto	Alto
Nitrato	N	N	N	N	Conf	Conf	Conf	Conf
Amônia	-	-	-	-	Conf	Conf	Alto	Conf
Ortofosfato	-	-	-	-	Conf	Conf	Alto	Alto
Potássio	-	-	-	-	Alto	Alto	Alto	Alto
RAS	N	N	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf

pH: potencial hidrogeniônico, CE: condutividade elétrica, N: nenhuma, LM: ligeira a moderada, S: severa, Alto: valor acima do aceitável, Conf: valor em conformidade.

Tabela 6.8 – Classificação do efluente final do sistema de terras úmidas construídas II, com substrato de areia, segundo os graus de restrição para a irrigação sugerida pela FAO e conformidade com as faixas usuais de águas em irrigação.

Variável	Grau de restrição de uso				Valores normais em irrigação			
	Areia/Typha		Areia /Arroz		Areia/Typha		Areia /Arroz	
	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias	5 dias	10 dias
pH	N	N	N	N	Conf	Conf	Conf	Conf
CE	LM	LM	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf
Cálcio	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Magnésio	-	-	-	-	Conf	Alto	Conf	Conf
Sódio	S	S	S	S	Conf	Conf	Conf	Conf
Carbonato	-	-	-	-	Conf	Conf	Conf	Conf
Bicarbonato	S	S	S	S	Alto	Alto	Conf	Alto
Cloreto	S	S	S	S	Conf	Conf	Conf	Conf
Sulfatos	-	-	-	-	Alto	Alto	Alto	Alto
Nitrato	N	N	N	N	Conf	Conf	Conf	Conf
Amônia	-	-	-	-	Alto	Alto	Conf	Conf
Ortofosfato	-	-	-	-	Conf	Conf	Alto	Conf
Potássio	-	-	-	-	Alto	Alto	Alto	Alto
RAS	N	N	LM	LM	Conf	Conf	Conf	Conf

pH: potencial hidrogeniônico, CE: condutividade elétrica, N: nenhuma, LM: ligeira a moderada, S: severa, Alto: valor acima do aceitável, Conf: valor em conformidade.

Análise de componentes principais

A análise fatorial de componentes principais foi capaz de descrever a estrutura dos sistemas de terras úmidas (natural e construídos) e sugeriu eixos ou pontos de vista através dos quais tais sistemas podem ser analisados.

Em todos os casos (Tabela 6.9), sistema natural de terras úmidas e sistemas de terras úmidas construídas, o fator relacionado concentração de sais esteve sempre presente, bem como o fator nutriente.

A concentração de sais surge como um fator de grande importância no estudo de sistemas de terras úmidas construídas, importância esta que, na literatura, só é dada aos nutrientes.

Tabela 6.9 – Componentes principais e percentuais de explicação da variância das variáveis para o sistema natural de terras úmidas e os sistemas de terras úmidas construídas.

Sistema	Fator artificial	% Variância
Natural de terras úmidas	Concentração de sais	32,83
	Poluição fecal	16,22
	Nutrientes	10,93
Terras úmidas construídas I – experimento 1	Nutrientes	25,24
	Concentração de sais	18,15
	Temperatura	9,19
Terras úmidas construídas I – experimento 2	Concentração de sais	28,39
	Nutrientes	15,17
	Temperatura	9,33
Terras úmidas construídas II – experimento 3	Concentração de sais	36,41
	Nutrientes	13,00
	Turbidez	11,47

O sistema natural de terras úmidas, por ser fortemente poluído com esgoto, teve o fator poluição fecal mais importante que os nutrientes. Já os sistemas de terras úmidas construídas mantiveram os fatores concentração de sais e nutrientes entre os dois fatores mais importantes.

CAPÍTULO 7

CONCLUSÕES

O ecossistema natural de terras úmidas, alimentado com águas de um córrego poluído com material fecal de áreas urbanas adjacentes, comportou-se também como unidade de tratamento secundário de esgoto. No entanto, o seu efluente não é ainda adequado ao lançamento no meio ambiente, exigindo, portanto, um pós-tratamento..

Os dados obtidos durante o período de monitoramento indicaram que sistemas de terras úmidas constituem-se excelente alternativa para o tratamento de águas poluídas e, dependendo do tempo de detenção hidráulica, tipos de substrato e vegetação utilizados, seu efluente poderá ser usado para a irrigação ou ser lançado em corpos receptores.

O sistema de terras úmidas construídas, instalado sob condições atmosféricas naturais, tanto na época de chuva quanto na época de seca e operado de modo satisfatório com alimentação sistemática das unidades (procedimento aprovado e recomendado amplamente na literatura) apresentou resultados que levaram às seguintes conclusões:

- o tratamento é eficiente, uma vez que devolve ao meio o efluente em melhores condições de qualidade, favorecendo o processo de autodepuração;
- o efluente tratado apresenta características que permitem sua utilização em irrigação de culturas agrícolas reduzindo, neste caso, a aplicação de fertilizantes;
- a eficiência de remoção das variáveis investigadas, durante o período experimental, indica que o sistema de terras úmidas construídas é técnico-economicamente viável e uma

alternativa para purificação de águas poluídas, sobretudo nas áreas residenciais localizadas distantes dos centros urbanos e excluídas do sistema convencional de tratamento. Também pode ser aplicado em áreas de recreação de uso sazonal e em estações de purificação de efluentes para descarga em corpos receptores;

- as macrófitas estudadas têm propriedades relacionadas ao processo de tratamento nas terras úmidas construídas com escoamento subsuperficial, o que faz delas um componente indispensável nesses dispositivos;
- a interação substrato/vegetação é um fator determinante para o tipo de tratamento que se pretende conseguir;
- a associação brita/*Typha* foi responsável pela maior remoção das variáveis fósforo total, ortofosfato solúvel, nitrogênio amoniacal e turbidez, no entanto, essa mesma associação promoveu o aumento das concentrações de sais (condutividade elétrica, alcalinidade, bicarbonato, sódio, dureza, cálcio, magnésio e cloreto);
- o tempo de detenção hidráulica de 10 dias associado ao substrato de areia foi mais eficiente na remoção de indicadores de contaminação fecal, independentemente do tipo de vegetação utilizada;
- o sistema natural de terras úmidas e o sistema de terras úmidas construídas podem ser descritos a partir de dois pontos de vista principais, a concentração de sais e a concentração de nutrientes, que explicam mais de 40% da variância total do sistema.

CAPÍTULO 8

RECOMENDAÇÕES

Para pesquisas futuras, recomenda-se:

- Proceder estudos com sistemas de terras úmidas construídas operando com maior tempo de detenção hidráulica;
- Desenvolver estudos com outros tipos de substratos;
- Avaliar outros tipos de vegetação;
- Repetir o experimento em escala real, para ser aplicado em pequenas comunidades.

CAPÍTULO 9

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRIL LIVROS (Eds.). **Ciência e natureza - Ecologia**. Rio de Janeiro: Abril livros, 1995, 151p.

ADLER, P. R., SUMMERFELT, S. R., GLENN, D. M.; TAKEDA, F. Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements. **Water Environmental Research**, London, v. 68, p. 836-840, 1996.

AMARAL, J. A. B. **do Estudo de várzea da planície de inundação da Bacia do Ribeirão do Feijão - SP**, 2002. 124 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Carlos, SP, 2002.

ANDERSON, J. W. **Sulphur in biology**. Studies in Biology, n. 101. London: Edward Arnold Limited, 1978. 120p.

ANDRADE JÚNIOR, A. S. **Viabilidade da irrigação, sob risco climático e econômico, nas microregiões de Teresina e litoral piauiense**, 2000. 586 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2000.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 1995. 953p.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 1998. 1325p.

ARMSTRONG, J.; ARMSTRONG, W. Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In: Cooper, P. F. and Findlater B. C. (Org.). **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**, Oxford, UK: Pergamon Press, 1990. p. 529-534.

- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2. ed. Tradução de Gheyi, H. R.; de Medeiros, J. F.; Damasco, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.
- AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil - RJ, 2002. 332p.
- BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**, London: E & F. N Spon Ltda, 1983. 146p.
- BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; McKERSIE, S. A.; BREEN, P. **Treatment of secondary effluent**. Report to Sydney Water Board. Sydney, Australia: Water Research Laboratory, Hawkesbury Agricultural College, 1988. 54p.
- BOUTIN, C. Domestic waste water treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria and efficiency. **Water Science & Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 29-40, 1987.
- BRAGA, R. **Plantas do Nordeste, especialmente do Ceará**. 2. ed. Fortaleza, CE: Imprensa Oficial de Fortaleza- Ceará, 1960. 540p.
- BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ACETESB, 1986. 620p.
- BRDJANOVIC, D. LOGEMANN, S; LOOSDRECHT, M. C. M.; HOOIJMANS, C. M.; ALAERTS, G. J.; HEIJMEN, J. J., **Water Research**, Great Britain, v. 32, n. 4. p.1035-1048, 1998.
- BRISTOW, J. M. Nitrogen fixation in rhizosphere of freshwater angiosperms. **Can. J. Bot.**, Canada, v. 54, p. 217-221, 1974.
- BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants: the root-zone method. **Water Science & Technology**, Great Britain, v. 19, p. 107-118, 1987.
- BRIX, H. Gas exchanges through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed wetland reed bed receiving domestic sewage. **Water Research**, Great Britain, v. 24, n. 2. p. 259-266, 1990.
- BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: Moshiri, G. A. (Ed.). **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Boca Raton, USA: Lewis Publisher, 1993. p. 9-12.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science & Technology**, London, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.
- BRIX, H.; ARIAS, C. A.; del BUBBA, M. How can phosphorus removal be sustained in subsurface flow constructed wetlands? In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2000, Lake Buena Vista. **Anais...** Lake Buena Vista: IWA, 2000. p. 65-74.

- BRIX, H.; SCHIERUP, H. Soil oxygenation in constructed wetland reed bed: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1990, Cambridge, UK. **Anais...** Oxford, UK: Pergamon Press, 1990. p. 53-66.
- BROCK, T. D.; MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of microorganisms**. 7 ed. Englewood Cliffs, New Jersey, USA: Prentice Hall Inc., 1994. 909p.
- BROWN, M. T. **Conceptual design for a constructed wetlands system for renovation of treated effluent**. Report from the Center for Wetlands. Gainesville: University of Florida, 1987, 18 p.
- CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H. **Constructed Wetland in the Sustainable Landscape**. New York: John Wiley & Sons, 1999. 288 p.
- CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos de trópico semi-árido**, 1995. 192 f. Tese (Doutorado em Microbiologia) – Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo, SP, 1995.
- CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T.; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES, A. O.; KONIG, A. Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado à irrigação. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, RS: ABES, 2000. p.51.
- CEBALLOS, B. S. O.; de OLIVEIRA, H.; MEIRA, C. M. B. S.; KONIG, A.; GUIMARÃES, A. O.; SOUSA, J. T. River quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of Northeast of Brazil. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n.11-12, p. 599-605, 2001.
- CHAPPELL, K. R.; GOULDER, R. Seasonal variation of epiphytic extracellular enzyme activity on two freshwater plants, *Phragmites australis* and *Elodea canadensis*. **Arch. Hydrobiol.** v. 132, p. 237-253. 1994.
- CHARACKLIS, W. G. Biofilm development: A process analysis. In: Marshall, K. C. (Eds.), **Microbial adhesion and aggregation**, New York: Springer Verlag, 1984. 450p.
- CHARACKLIS, W. G.; COOKSEY, K. E. Biofilm and microbial fouling. **Adv. Applied Microbiology**, London, v. 29, 1983. p. 93-137.
- CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 1997. 246p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução N.º 20 – 18 de junho de 1986. In: **Legislação de conservação da natureza**. 4 ed., São Paulo. FBCN/CESP, 1986. 720p.

- CONTE, M. L.; LEOPOLDO, P. R.; ZUCCARI, M. L.; DAMASCENO, S. Tratamento de águas servidas no meio rural através de processos fito-pedológico: resultados preliminares. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 1992, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria, RS, 1992.
- COOPER, P. F. The use of reed beds systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In: Moshiri, G. A. (Ed.). **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. p. 203-217.
- COOPER, P. F.; FINDLATER, B. C. (Eds.). **Constructed wetlands in water pollution control**. Oxford, UK: Pergamon Press, 1990. 605p.
- COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds constructed wetlands for wastewater treatment**. Medmenham: WRc Publications, 1996. 206p.
- CORRÊA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. v. 6. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1978. 777p.
- COWARDIN, L. M.; CARTER, V.; GOLET, F. C.; LaRoe, E. T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Washington: U.S. Fish and Wildlife Service, 1979. 103 p.
- DAHAB, M. F.; SURAMPALLI, R. Y.; LIU, W. Performance modelling of subsurface-flow constructed wetlands systems. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p. 231-235, 2001.
- D'AVANZO, C. Long-term evaluation of wetland creation projects. In: Kusler, J. A. and Kentula, M. E. (Eds.). **Wetland creation on restoration: the status of the science**. Corvallis, OR: U. S. Environmental Protection Agency, 1989. p. 75-84.
- DeJONG, J. The purification of wastewater with the aid of rush and reed ponds. In: J. Tourbier, and R. W. Pierson, Jr. (Eds.). **Biological Control of Water Pollution**. Philadelphia: University of Pennsylvania, 1976. p. 133-139.
- DUDDRIDGE, J. E.; PRITCHARD, A. M. Factors affecting the adhesion of bacteria to surfaces. In: CONFERENCE ON MICROBIAL CORROSION, 1983, Teddington. **Anais...** Teddington, 1983. p. 28-35.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro-RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA Produção de informações, 1999. 412p.
- EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment**. EPA/625/1-88/022. Cincinnati, OH: OMS, 1988. 83 p.
- ESTEVES, F. de A. **Fundamentos em limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda., 1998. 602 p.

FERREIRA, C. M. L. **Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. 2000. 145f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2000.

FINLAYSON, M.; CHICK, A.; Von OERTZEN I.; MITCHELL, D. Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter. **Biological Wastes**, London, v. 19, n. 3, p. 179-196, 1987.

FRANK, J. H.; KOFI, R. A surface-adherent growth of *Listeria monocytogenes* is associated with increased resistance to surfactant sanitizers and heat. **Journal of Food Protection**, Iowa, USA, v. 53, n. 7, p. 550-554, 1990.

GABRIEL, K. R. A simple method of multiple comparison of means. **Journal American Statistical Association**, New York, USA, n. 73, p. 724 – 729, 1978.

GAMBRELL, R. P.; PATRICK Jr., W. H. Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. In: Hook, D. D. and Crawford, R. M. M. (Eds.). **Plant life in anaerobic environments**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1978. p. 375-423.

GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. de; SOUZA, J. R. A qualidade da água de irrigação. In: Folegatti, M. V. (Coord.). **Fertilização. Citrus. Flores. Hortaliças**. Guaíba: Agropecuária, 1999. p.237-265.

GOMES, E. M. **Recuperação de solo salino-sódico e rendimento da cultura de arroz irrigado (*Oryza sativa* L.)**, 1998. 58f. Dissertação em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1998.

GOSSELINK, J. G.; TURNER, R. E. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. In: Good, R. E.; Whigham, D. F.; Simpson, R. L. (Eds.). **Freshwater wetlands: ecological processes and management potential**. New York: Academic Press, 1978. p. 63-78.

GREENWOOD, D. J. The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil. **Plant and Soil**, Crawley, Australia, n. 14, p. 360-376, 1961.

GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. Wetland vegetation. In: Hammer, D. A. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Chelsea, MI: Lewis Publisher, 1989. p. 73-88.

HABERL, R.; GREEN, M. B. COOPER, P. F.; BRIX, H.; VYMAZAL, J. **Constructed wetlands for wastewater in Europe**. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 366 p.

HABERL, R.; PERFLER, R. Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. In: Cooper, P. F. and Findlater B. C. (Org.). **Constructed wetlands in water pollution control**. Oxford, UK: Pergamon Press, 1990. p. 259-234.

HABERL, R.; PERFLER, R.; MAYER, H. Constructed wetlands in Europe. **Water Science & Technology**, London, v. 32, n. 3, p. 305-315, 1995.

HAGENDORF, U.; DIEHL, K.; FEUERPFIL, I. HUMMEL, A. SZEWZYK, R. Retention of microbiological organism in constructed wetlands. In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2000, Lake Buena Vista. **Anais...** Lake Buena Vista: IWA, 2000. p.391-398.

HAMMER, D. A. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural**, Boca Raton, Fl: Lewis Publishers, 1989. 831p.

HAMMER, D. A. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural non-point source pollution. **Ecological Engineering**, v. 1, p.49-82, 1992.

HAMMER, D. A. **Creating freshwater wetlands**, 2. ed. Boca Raton, Fl: Lewis Publishers, 1997. 406p.

HAMMER, D. A.; BASTIAN, R. K. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: Hammer, D. A. (Ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural**, Boca Raton, Fl: Lewis Publishers, p.5-19. 1989.

HEGEMANN, W. Natural wastewater treatment system in Germany – Constructed wetlands and lagoons. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMESTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Belo Horizonte, 1996. p. 81-105.

HOFMANN, K. Wachstumverhalten von schilf (*Phragmites australis* [Cav.] Trin ex. Steudel) in klarschlammbeschickten Filterbeeten. *Aech Hydrobiol.* N. 107 p. 385-409/ 1986.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Brasília: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais. 2002. 125p.

IWA – Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control (Ed.). **Constructed Wetlands for Pollution Control**. London: IWA Publishing, 2000. 156p.

JACKSON, M. B.; DREW, M. C. Effects of flooding on growth and metabolism of herbaceous plants. In: Kozłowski, T. T. (Ed.). **Flooding on plant growth**. Orlando, FL: Academic Press, 1984. p. 47-128.

JENSEN, M. E.; BURMAN, R. D.; ALLEN, R. D. Evapotranspiration and irrigation water requirement. **Manual and report on engineering practices**, n°. 70, 1990, 442p.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**, 11. ed., São Paulo, SP: Companhia Editora Nacional, 1993. 777p.

JUNK, W. J ; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D. P. (Ed.) **Proceeding of the International Large River Symposium**. Special Issue of *Journal of Canadian Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 106, p. 11-127, 1989.

- JUNK, W. J.; HOWARD-WILLIAMS, C. Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. In: Sioli, H. **The Amazon, limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin**. The Hague: Dr. W. Junk, 1984. p. 269-293.
- JUWARKAR, A. S.; OKE, B.; JUWARKAR, A.; PATNAIK, S. M. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. **Water Science & Technology**, London, v. 324, n. 3, p. 291-294, 1995.
- KADLEC, R. H. Thermal environments of subsurface treatment wetlands. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p. 251-258, 2001.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893 p.
- KADLEC, R. H.; TILTON, D. L. The use of freshwater wetlands as a tertiary wastewater treatment alternative. **Critical Reviews in Environmental Control**, Boca Raton, FL, v. 9, n. 2, p. 185-212, 1979.
- KANTAWANICHKUL, S.; NEAMKAM, P.; SHUTES, R. B. E. Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p. 137-143, 2001.
- KASEVA, M. E.; MBWETTE, T. S. A.; KATIMA, J. H. V. Domestic sewage treatment in a pilot plant composed of septic tank and a constructed wetland system – A case study in Dan Es Salaam, Tanzania. In: 8th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2002, Aruska, Tanzania. **Anais...** Aruska, Tanzania: IWA, 2002. p. 367-379.
- KEENAN, L. W.; LOWE, E. F. Determining ecologically acceptable nutrient loads to natural wetlands for water quality improvement. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p. 289-294, 2001.
- KICKUTH, R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewater by plant rhizosphere under limnic conditions. In: Commission of the Europe Communities. **Utilization of manure by lands spreading**. London, 1977. p. 335-343.
- KNIGHT, R. L.; KADLEC, R. H.; OHLENDORF, H. M. The use of treatment wetlands for petroleum industry effluents. **Environmental Science & Technology**, Florida, v. 33, n. 7, p. 973-980, 1999.
- KOZLOWSKI, T. T.; RIKER, A. J. (Ed.). **Flooding on plant growth**, Orlando, FL: Academic Press, 1984. 105p.
- KRUZIC, A. P.; WHITE, K. D. Natural treatment and on-site processes. **Water Environmental Research**, Washington, v. 68, p. 498-502, 1996.

- LARSON, J. S. Wetland values assessment. In: Patter, B. C. (Eds.). **Wetlands and Shallow Continental Water Bodies**. The Hague: SPB Academic Publishing. v. 1, 1990. p. 389-400.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil – terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa, SP: Edição do Autor, 1982. 425p.
- MANFRINATO, E. S.; FILHO, E. S.; SALATI, E. Water supply system utilizing the edaphic-phytodepuration technique. In: Moshiri, G. A. (Ed.). **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993. p.331-340.
- MARA, D. D. **Sewage treatment in hot climates**. Chichester: John Wiley & Sons, 1976. 166p.
- MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Artificial freshwater environmental waste stabilization ponds. In: Rehm, H. J. and Reed G. (Eds.). **Biotechnology – a comprehensive treatise**. Weinheim: Verlagsgesellschaft, v. 8, 1986. p. 179-206.
- MARA-SNI - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E REFORMA AGRÁRIA – SNI – DNM, **Normais climatológicas**, série 1961/1990. Brasília: SPI/EMBRAPA, 1992, 84p.
- MARQUES, D. da M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: Campos, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e dispersão controlada no solo**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999. p.409-435.
- MARSHALL, K. C.; STOUT, R.; MITCHELL, R. Mechanism of initial events in the sorption of marine bacteria to surfaces. **Journal General Microbiology**, v. 68, p. 337-348, 1971.
- MATTHYS, A.; PARKIN, G.; WALLACE, S. A comparison of constructed wetlands used to treat domestic wastes: conventional, drawdown and aerated systems. In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2000, Lake Buena Vista. **Anais...** Lake Buena Vista: IWA, 2000. p. 629-638.
- MEDEIROS, R. D. de. **Efeitos do manejo de águas e de sistemas de controle de plantas daninhas em arroz (*Oryza sativa* L.) irrigado**, 1995. 69f. Dissertação em Agrícola) – ESALQ, Piracicaba, SP, 1995.
- METCALF & EDDY (Eds.). **Wastewater engineering – treatment and reuse**. 4 ed. Singapore: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.
- MEIRA, C. M. B. S. **Avaliação da qualidade das águas do córrego que atravessa o Campus II da UFPB**, 1999. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1999.
- MEIRA, C. M. B.; KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O. Impacto dos esgotos domésticos nas águas de drenagem urbana. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000. Porto Seguro, BA. **Anais...** Porto Seguro, 2000. p.63-64.

MEIRA, C. M. B.; KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; FREIRE, N. A.; ARAÚJO, L. M. Comportamento de alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas do córrego no Campus II da UFPB. In: VI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 1998. Campina Grande, PB. *Anais...* Campina Grande, 1998. p.7.

MEIRA, C. M. B.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, H.; FEIJÓ, V. G.; KÖNIG, A.; SOUSA, J. T.). Effect of macrophytes growth on phosphorus, ammonia, organic matters and bacteria removals in constructed wetland. In: 5th INTERNATIONAL SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 2002. Auckland, New Zealand. *Anais...* Auckland, 2002. p.693-700.

MELZER, A.; EXLER, D. Nitrate and nitrite reductase activities in aquatic macrophytes. In: Symoens, J. J.; Hooper, S. S. and Compère, P. (Eds.). **Studies on aquatic vascular plants**. Brussels: Royal Botanical Society of Belgium, 1982. p. 128-135.

MITCHELL, D. S.; CHICK, A. J.; RAISIN, G. W. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. **Water Science & Technology**, London, v. 32, n. 3, p. 365-373, 1995.

MITSCH, W. J. Landscape design and role of created, restored and natural riparian wetlands in controlling non-point source pollution. **Ecological Engineering**, London, v. 1, p.27-47, 1992.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 2000. 920p.

MOSTELLER, T. N.; BISHOP, J. R. Sanitizer efficacy against attached bacteria in a milk biofilm. **Journal of Food Protection**, Iowa, USA, v. 56, n. 1, p. 34-41, 1993.

MURRAY-GULDE, C.; HHEATLEY, J. E.; KARANFIL, T.; Jr. RODGERS, J. H.; MYERS, J. E. Performance of a hybrid reverse osmosis-constructed wetland treatment system for brackish oil field produced water. **Water Research**, Great Britain, v. 37, n. 3, p. 705-713, 2003.

NATIONAL WETLANDS WORKING GROUP (Ed). **Wetlands of Canada**. Ecological Land Classification Series 24. Montreal, Quebec: Environment Canada, Ottawa, Ontario, and Polyscience Publication, 1988. 452 p.

NORTERMANS, S.; DORMANS, J. A. M. A.; MEAD, G. C. Contribution of surface attachment to the establishment of microorganism in food processing plants: A review. **Biofouling**, v. 5, p. 1-16, 1991.

NOVITZKI, R. P. Wetland hydrology. In: Majumdar, S. K.; Brooks, R. P.; Brenner, F. J. and Tiner, R. W. (Eds.). **Wetlands ecology and conservation: emphasis in Pennsylvania**. Easton, PA: The academy of science, 1989. p. 47-64.

NRC - NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Wetlands: Characteristics and Boundaries**. Washington: National Academy, 1995. 306 p.

NRCS - NATIONAL RESEARCH CONSERVATION SERVICE, Gurt, G. W.; Whited, P. M. and Pringle, E. F. (Eds.). **Field Indicators of Hydric Soils in the United States**. Ft. Worth, TX: USDA, NRCS, 1998. 30 p.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. *Science*, London, n.164, p. 262-270, 1969.

OKURUT, T. O.; van BRUGGEN, J. J. A. Distribution and removal of faecal coliforms in a constructed wetland in Uganda. In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2000, Lake Buena Vista. *Anais...* Lake Buena Vista: IWA, 2000. p. 451- 458.

OLIVEIRA, R. de. **Contribuição ao estudos dos tanques sépticos**, 1983. 237 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1983.

OLIVEIRA, R. de. **The performance of deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil**, 1990. 231 f. Tese (Ph.D.) – University of Leeds, UK, 1990.

PARIZI, S. Q. F. **Adesão bacteriana em superfície de serviços de alimentação hospitalar avaliada pela microscopia de epifluorescência**, 1998. 57f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1998.

PECKOLT, W. A *Taboa (Typha)* e suas utilidades. *Chácara e Quintais*, Brasil, v. 6, p. 338-340, 1942.

PENMAN, H. L. **Natural evaporation from open water, bare soil and grass**. Proc. Royal Society of London. Serie A, London, 1948.

PERVERLY, J. H.; SURFACE, J. M.; WANG, T. **Wetlands Constructed for Landfill Leachete Treatment**. In: IV INTERNATIONAL WETLAND CONGRESS, 1992, Columbus. *Anais...* Lake Buena Vista: IWA, 1992. p. 293-299.

PESSOA, C. A.; JORDÃO, E. P. **Tratamento de esgotos domésticos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1982. 536p.

PETERSEN, R. C.; L. B. M.; LACOURSIERE, J. A building block model for stream restoration. In: Boon, P. J; Colow, P.; Petts, E. (Eds.). **River conservation and management**. New York, NY: John Wiley and Sons, 1992. p.293-309.

POR, F. D. **The Pantanal of Mato Grosso (Brazil)**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1995. 122p.

RAISIN, G. W.; MITCHELL, D. S. The use of vegetated drainage line for the management of diffuse agricultural nutrient pollution: a technique for catchment. In: Mathew, K.; Ho, G. E. (Eds.). **Workshop papers on wetland systems for wastewater treatment**. Australia, September. p.57-64. 1996.

REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M.; DeBUSK, T. A. Oxygen transports through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. **Journal Environmental Quality**, Madison, WI, v. 19, p. 261-270, 1989.

REDDY, K. R.; PATRICK, W. H. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. **CRC Critical Rev. Environmental Control**, Boca Raton, USA, v. 13, p. 273-309, 1984.

REDDY, K. R.; SMITH, W. H. **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Orlando: Magnolia Publish, 1987. 1088p.

REF-ET- reference evapotranspiration calculation software for FAO and ASCE standardized equations. Version 2.0 for Windows. University of Idaho. 2002.

RIVERA, A.; WARREN, E.; RAMIREZ, O.; DECAMP, P. BONILLA, E.; GALLEGOS, A.; CALDERÓN; SÁNCHEZ, J. T. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). **Water Science & Technology**, London, v.32, n.3, p.211-218, 1995.

ROSTON, D. M. Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluentes de tanques sépticos. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 1994, Campinas, SP, **Anais...** Campinas: ABEA, 1994.n.94-7-210.

ROSTON, D. M.; MANSOR, M. T. C. Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão subsuperficial: Avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999, Rio de Janeiro - Brasil, **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 40.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. J. Phosphate adsorption characteristics of soil, slags and zeolite to be used as substrate en constructed wetland systems. **Water Research**, Great Britain, v. 32, p. 393-399, 1998.

SALATI, E. **Método fitopedológico de depuração de águas**. São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, 1984. 88p.

SALATI, E.; SALATI, E. FILHO; BREGA, D. FILHO; BOMBONATO, JR, C. Assessment off the efficiency of the constructed wetland systems for treatment of waters the Cotia River, São Paulo State, Brazil. In: 6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1998, Águas de São Pedro/SP - Brasil, **Anais...** Águas de São Pedro, SP, p. 425-431.

SALATI Jr., E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SANSIGOLO, C. A. Análise das precipitações diárias de Piracicaba, SP, visando planejamento agrícola. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 1989, Maceió/AL - Brasil, **Anais...** Maceió, AL, p. 224-231.

SATHER, J. H.; SMITH, E. D.; LARSON, J. S. Natural values of wetlands. In: Patter, B. C. (Eds.). **Wetlands and Shallow Continental Water Bodies**. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. p. 373-389.

SEDIYAMA, G. C. **Necessidades de água para o cultivo**. Brasília: ABEAS, 1987. 143p.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Utilização de um sistema experimental por meio de "Wetland" construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Seguro/BA - Brasil, **Anais...** Porto Alegre, BA: ABES, 2000, p. 688-697.

SHARPLEY, J. M. **Applied petroleum microbiology**. Memphis, Tenn.: Buckman Laboratories Inc., 1961. 196p.

SHAW, S. P.; FREDINE, C. G. **Wetland of the United States, their extent, and their value for waterfowl and other wildlife**. Washington: US. Fish and Wildlife Service, U. S. Department of Interior, 1956. 66 p.

SILVA, A. A. G. **Avaliação da eficiência dos métodos de estimativa da evapotranspiração de referência para o município de Parnaíba – PI, 1989**. 120f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 1989.

SILVA, F. J. A. da. **Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil**. 1994. 185f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1994.

SILVA, S. A. **On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil, 1982**. 249f. Tese (Ph.D.) – University of Dundee, UK, 1982.

SILVEIRA NETO, J. W. **Aproveitamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos de indústrias têxteis, 2003**. 190f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2003.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. 3. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1981. 887 p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. 4. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1995. 850 p.

SOMES, N. L. G.; BREEN, P. F.; WONG, T. H. F. Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetland. In: 5th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND

SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1996, Vienna, Austria, *Anais...* Vienna, Austria: Universitat fur Bodenkultur Wien, 1996. pp. III/4-1-8.

SOUSA, J. T. ; van HAANDEL A. C.; CABRAL, R. P. B. Desempenho de sistemas wetlands no pós-tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Seguro/BA - Brasil, *Anais...* Porto Alegre, BA: ABES, 2000, p. 1051-1057.

SOUSA, M. F. N. **Estudo da influência do tempo de detenção no comportamento de nutrientes ao longo de uma série de lagoas (profundas) de estabilização**, 1988. 185f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1988.

SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de uma RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados. In: 3 SIMPÓSIO ITALO-BRASILEIRO DE INGENIERIA SANITARIA-AMBINTALE, 1996, Gramado/RS. *Anais...* Gramado, RS: ABES, 1996.

STEPNIEWSKI, W.; GLINSKI, J. Gas exchange and atmospheric properties of flooded soils. In: Hook, D. D. et al. (eds.). **The Ecology and Management of Wetlands. Part 1 Ecology of Wetlands**. Wiltshire, Oregon: Timber Press, 1988. P. 269 – 278.

STONE, L. F. et al. (Eds.). **Arroz: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília: Embrapa Arroz e Feijão, 2001. 232p.

SURMAN, S.; MORTON, G.; KEEVIL, B. Biofims: an overview. **Microbiology Digest**, v. 13, n. 1, p. 33-38, 1996.

SUTHERSAN, S. S. **Natural and Enhanced Remediation Systems**. Boca Rotan: Lewis Publishers, 2001. 420 p.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p.9-18, 2001.

TARNOCAI, C.; ADAMS, G. D.; GLOOSCHENKO, V.; GLOOSCHENKO, W. A.; GRONDIN, P.; HIRVONEN, H. E.; LYNCH-STEWART, P.; MILLS, G. F.; OSWALD, E. T.; POLLETT, F. C.; RUBEC, C. D. A.; WELLS, E. D.; ZOLTAL, S. C. The Canadian wetland classification system. In: National Wetlands Working Group (Ed.). **Wetlands of Canada**. Ecological Land Classification Series 24, Montreal, Quebec: Environment Canada, Ottawa, Ontario e Polyscience Publications, 1988. p. 413-417.

TROTTER, E. A. THOMSON, B.; COLEMAN, R. **Evaluation of a subsurface flow wetland processing sewage from the Sevilleta LTER field station**. Las Cruces: New Mexico Water Resources Institute, WRRI Report n. 287, 1994. 52p.

VALENTIM, M. A. ; ROSTAN, D. M.; JOB, S. L. P. Sistema "In loco" de baixo custo para tratamento de águas residuárias. In: IX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Seguro/BA - Brasil, **Anais...** Porto Alegre, BA: ABES, 2000, p. 761-769.

VALIELA, I. **Marine Ecological Process**. New York: Springier - Verlang, 1984. 546p.

van HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**. Campina Grande, PB: Epgraf, 1994. 239p.

VARTAPETIAN, B. B. Introduction – life without oxygen. In: Hook, D. D. and Crawford R. M. M. (Eds.) **Plant life in anaerobic environmental**. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, 1978. p. 1-11.

VIEIRA, N. R. de A.; dos SANTOS, A. B.; SANT'ANA, E. P. M. (Eds.). **A cultura do arroz no Brasil**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 1999. 633p.

VIEIRA, R. D.; CARVALHO, N. M. **Testes de vigor em sementes**. Jaboticabal: FUNEP/UNESP-FCVJ, 1994. 164p.

VIEIRA, S. **Estatística experimental**. 2 ed. São Paulo: Atlas, 1999. 184p.

VYMAZAL, J. First experience with reed-bed systems in Czechoslovakia. **IWAPEC specific Group "The use of macrophytes in Water Pollution Control"**, Newsletter n. 2, p. 51-54. 1989.

VYMAZAL, J. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for treatment of diluted municipal sewage. In: 8th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2002, Lake Buena Vista. **Anais...** Aruska, Tanzania: IWA, 2002. 283-289.

VYMAZAL, J.; BALCAROVÁ, J.; DOUSAVÁ, H. Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetland. **Water Science & Technology**, London, v. 44, n. 11/12, p.207-210, 2001.

VYMAZAL, J.; BRIX, H. COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERL, R. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 366p.

WENTZ, W. A. Ecological/environmental perspectives on use of wetlands en water treatment. In: Reddy, K. R & Smith, W. H. **Aquatic Plants for Waste Treatment and Resource Recovery**. Orlando, Florida: Magnolia Publishing, 1987. p. 17-25.

WESTLAKE, D. F. Comparison of plant productivity. **Biology Rev.**, n. 38, p. 385-425, 1963.

WETZEL, R. G. **Limnology**. 2. ed. USA: Saunders College Publishing, 1983.

WETZEL, R. G. Fundamental processes within natural and constructed ecosystems short-term vs. Long-term objectives. In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS

FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2000, Lake Buena Vista. **Anais...** Lake Buena Vista: IWA, 2000. p. 3-11.

WHITLOW, T. H.; HARRIS, R. W. **Flood tolerance in plants: a state of the art review.** Environmental & water quality Operation Studies Technical Report E-79-2 U.S. Army Engineer waterways experiment station. 1979. local

WIEBE, W. J.; CHRISTIAN, R. R.; HANSEN, J. A.; KING, G.; SHERR, B.; SKYRING, G. Aerobic respiration and fermentation. In: Pomeroy, L. R and Wiegert, R. G. (Eds.). **The ecology of a salt marsh.** New York: Springer-verlag, 1981. p. 137-159.

WILLIAMS, M. A **Threatened Landscape.** Oxford: Blackwell Publishers, 1993. 419p.

XIAFA, L.; CHUNCA, J. Constructed wetland systems for water pollution in North China. **Water Science & Technology**, London, v.32, n.3, p.349-356, 1995.

YANG, L.; CHANG, H. Nutrient removal in cascade constructed wetland of gravel and soil beds for sewage treatment. In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2000, Lake Buena Vista, FL, USA. **Anais...** Oxford, UK: Pergamon Press, 2000. p. 365-374.

ZOLTAI, S. C.; VITT, D. H. Canadian wetlands: Environmental gradients and classification, **Vegetation**, Canada, n. 118, p. 131-137, 1988.

ZHU, T.; SIKORA, J. F. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravels bed microcosm wetlands. **Water Science & Technology**, London, v.32, n.3, p.219-228, 1995.