**Dinâmica espaço-temporal de um sistema de áreas alagáveis na
planície de inundação do rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de
Iguape, SP.**

Roseli Frederigi Benassi

Tese apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para a
obtenção do título de Doutor em
Hidráulica e Saneamento.

Orientadora: Profa. Tit. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos – SP
2006

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

B456d Benassi, Roseli Frederigi
Dinâmica espaço-temporal de um sistema de áreas
alagáveis na planície de inundação do rio
Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de Iguape, SP / Roseli
Frederigi Benassi ; orientadora Maria do Carmo Calijuri.
-- São Carlos, 2006.

Tese (Doutorado - Programa de Pós-Graduação e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2006.

1. Limnologia. 2. Áreas alagáveis naturais.
3. Efluentes. 4. Nutrientes. 5. Sedimento. 6. Planície de
inundação. 7. Rio Jacupiranguinha. I. Título.

“Nas quedas que o rio cria energia”
(Hermógenes)

Dedico

Aos meus pais Valdeci e Lourdes e minhas irmãs Cristina e Simone pelo exemplo de luta e apoio constante.

E ao Alexandre Dimo Júnior pela compreensão e amor dedicado em todos estes anos...

Agradecimentos

Não foi fácil nem tão pouco simples, muito trabalho e dedicação foram necessários ao longo desta pesquisa para chegar até aqui. Contudo, foram as dificuldades e a complexidade que tornaram a finalização de minha tese num gratificante aprendizado. Para isso muitas pessoas contribuíram e aqui deixo meus sinceros agradecimentos.

À professora Maria do Carmo Calijuri, pela oportunidade de trabalhar num projeto temático, pela segurança e tranquilidade transmitida nos momentos difíceis e em especial pela amizade nestes anos.

Ao professor Antonio Fernando Monteiro Camargo pelas contribuições em todas as etapas desta tese. Não posso deixar de agradecer também aos bons papos e aos conselhos que sempre me acalmaram.

Ao professor Eduardo Mário Menciondo pelo apoio e orientação principalmente na parte hidrológica.

Ao professor Juan José Neiff pelas contribuições e por me aceitar estagiar novamente no Centro de Ecologia Aplicado Del Litoral (CECOAL). A Profa. Alícia Poi de Neiff pelas valorosas contribuições durante o estágio. A Sylvina Casco pela sua gentil hospitalidade e pela paciência nas dúvidas com o software.

Ao Professor Raoul Henry pela contribuição final como membro da banca examinadora.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela bolsa e auxílios recebidos que foram imprescindíveis para o desenvolvimento desta pesquisa: 02/13449-1 (projeto temático); 04/02274-1 (auxílio pesquisa); 03/03859-0 (bolsa de Doutorado); 04/06589-1 (bolsa de iniciação científica).

Aos professores do departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS), em especial ao professor Luiz Daniel pelas sugestões na tese. Aos funcionários do departamento de Hidráulica e Saneamento – SHS, em especial as secretárias Pavi, Sá, Flávia e Fernanda.

Aos Técnicos Miro e Seu Betão pela agilidade e experiência no campo; ao seu Benê pelo grande apoio e esforço no campo, vocês tornaram as coletas de campo sempre mais alegres.

À Luci pela amizade nestes anos e pelo grande auxílio tanto no campo como no laboratório.

Ao pessoal do laboratório: Adriana B. Costa, André, Patrícia, Paola, Simone, Ana Flávia, Helena (minha primeira aluna de iniciação), Davi e em especial a Adriana Miwa e Juliana pela amizade e pelo grande trabalho árduo, mais prazeroso, nas análises em conjunto. Já obrigada também pela tradução do abstract.

Ao Eng. Químico Osvaldo Beltrame Filho da SABESP-Registro pelo apoio e empenho no desenvolvimento da pesquisa.

Aos alunos, da Universidade Santo Amaro (UNISA), Tônico, César, Ive, Marina pelo suporte no campo e aos professores Mário D. Domingues (não esqueço o apoio no sobrevôo) e André C. Santos pelas contribuições e sugestões no trabalho.

Ao prof. Irineu Biachini Jr. pela disponibilidade de ceder o moinho para o trabalho com as macrófitas e pelas sugestões no trabalho.

Ao Sr. José “o verdadeiro dono da área alagável” por deixar entrarmos no seu sítio para fazer as coletas. Ao Sr. Hélio e sua família por permitirem a montagem do laboratório de campo em suas casa e pela boa recepção durante o período de coleta, deixando-a sempre mais agradável. AH!!! Muito obrigada também pelas leituras das réguas, se não fossem vocês sei lá.

Ao pessoal de Viçosa: Profa. Maria Lúcia Calijuri e Sandra pelo suporte nos mapas.

Ao Haroldo (cunhado dos bons) pelo auxílio imensurável nas confecções dos mapas (como te enchi né) e pelos bons conselhos.

Ao Rogério novo amigo que fiz ao longo deste ano de doutorado, exemplo de dedicação à pesquisa científica.

Ao Paulino pelo apoio na topografia e pela paciência em explicar mil vezes a mesma coisa na parte hidrológica.

À Fernanda Marciano pelo suporte nas análises estatísticas, e pela amizade é claro. A Miriam exemplo de professora batalhadora, obrigada pela revisão na gramática.

À Maurinha (agora minha comadre) eterna amiga a qual pude compartilhar a mesma casa por vários anos; dividimos juntas todas as fases até chegar aqui, nós sabemos que não foi fácil né. A Renata pela nova amizade que surgiu no final desta tese e pela ótima estadia.

Aos amigos queridos de São Carlos cada um de sua maneira: Flavinha, Renato, Paula, Fernanda, Rafael e aos amigos da Pós-graduação (PG-SHS), Gabriel, Glauce, Pedro, Kátia, Mércia, Monique, Gláucio, Lara, Gunther, Jucélia, Thiago, Madalena, enfim se esqueci de alguém me perdoem.

As Meninas eternas amigas - Mari, Pitch, Pri, Sofia, Roberta, Maura, amigas de todos os momentos... por agüentarem nos e-mails aquele monte de reclamações, enchendo sempre a caixa de mensagem. Vocês são especialmente importantes para mim.

Aos meus pais apoio incondicional em todos os momentos felizes e difíceis da realização desta tese. A Cristina irmã mais velha sempre me apoiando e tendo paciência comigo. A Simone que mesmo a mais de 1.000 km de distância se fez presente em todas as etapas desta tese, me auxiliando e muitas vezes até me orientando. Ao Alexandre, marido paciente, meu amparo das horas difíceis, obrigada por me fazer acreditar que tudo sempre daria certo. Enfim, por tudo isso e muito mais, eu amo vocês.

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	i
RESUMO.....	ii
ABSTRACT.....	iii
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Motivação da Pesquisa.....	1
1.2 Definição do Objetivo Geral e Específicos.....	2
1.3 Estrutura da tese.....	3
CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1 Sistemas Naturais Redutores de Cargas: Áreas alagáveis.....	5
2.1.1 Áreas alagáveis: Definições, valores e funções.....	5
2.1.2 Vegetação nas áreas alagáveis.....	11
2.1.3 Hidrologia.....	12
2.1.3.1 Dinâmica Hidrológica: Regime de Pulso.....	13
2.1.4 Sedimentos.....	16
2.2 Sistemas Artificiais: Lagoas de Estabilização.....	19
CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
3.1 Área de Estudo	21
3.1.1 Delimitação e descrição da Área de estudo.....	21
3.1.1.1 Bacia do rio Ribeira do Iguape.....	21
3.1.1.2 Sub-bacia do rio Jacupiranguinha.....	22
3.1.1.3 Áreas alagáveis adjacentes ao rio Jacupiranguinha.....	27
3.1.2 Localização das estações.....	28
3.2 Amostragem.....	39
3.3 Variáveis Climatológicas.....	39
3.4 Morfometria	39
3.5 Variáveis Hidrológicas	40
3.5.1 Velocidade de escoamento e vazão.....	40
3.5.2 Variáveis físicas e químicas	41
3.6 Variáveis Biológicas	42
3.6.1 Coliformes.....	42

3.6.2	Macrófitas aquáticas.....	42
3.7	Sedimento.....	43
3.8	Análise dos resultados.....	43
3.8.1	Análise morfométrica da área em estudo.....	43
3.8.2	Variáveis hidrológicas.....	44
3.8.2.1	Utilização do <i>software</i> PULSO.....	44
3.8.2.1.1	Considerações gerais sobre o <i>software</i>	44
3.8.2.1.2	Dinâmica Hidrológica: Regime de Pulsos.....	45
3.8.3	Caracterização física, química e biológica da água nas estações de coleta.....	45
3.8.4	Caracterização física e química do sedimento das estações de coleta.....	45
3.8.5	Níveis hidrométricos e variáveis limnológicas.....	45
3.8.6	Análise estatísticas.....	46
3.8.6.1	Análise de componente principal (PCA).....	46
3.8.6.2	Análise de agrupamento (Clusters).....	46
3.8.7	Porcentagem de remoção.....	47

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS

4.1	Caracterização da Área de Estudo.....	49
4.1.1	Morfometria da área (Batimetria das lagoas I e II).....	49
4.1.2	Topografia.....	51
4.2	Variáveis Hidrometereológicas.....	55
4.2.1	Precipitação, temperatura do ar e vento.....	55
4.2.2	Vazões.....	57
4.2.3	Níveis Hidrométricos.....	59
4.2.4	PULSO.....	61
4.3	Caracterizações Físicas e Químicas da Água.....	63
4.3.1	Profundidade e Transparência.....	63
4.3.2	Temperatura.....	66
4.3.3	pH.....	68
4.3.4	Condutividade elétrica.....	69
4.3.5	Oxigênio Dissolvido.....	70
4.3.6	Potencial redox (Eh).....	72
4.3.7	Alcalinidade.....	74

4.3.8 Sólidos Suspensos Totais, Orgânicos e Inorgânicos.....	75
4.3.9 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	76
4.3.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	77
4.3.11 Nutrientes Dissolvidos.....	78
4.3.11.1 Nitrito.....	78
4.3.11.2 Nitrato.....	79
4.3.11.3 Nitrogênio Amoniacal	80
4.3.11.4 Silicato reativo.....	81
4.3.11.5 Fosfato total dissolvido (PD).....	82
4.3.11.6 Fosfato Inorgânico ($P-PO_4^-$).....	85
4.3.12 Nutrientes Totais.....	87
4.3.12.1 Nitrogênio Total Kjedahl.....	87
4.3.12.2 Fósforo Total (PT).....	89
 4.4 Variáveis físicas e químicas do Sedimento.....	 91
4.4.1 Granulometria.....	91
4.4.2 Nitrogênio Total.....	92
4.4.3 Fósforo Total.....	93
4.4.4 Matéria orgânica.....	94
4.4.5 Metais pesados.....	95
4.5 Variáveis Biológicas.....	96
4.5.1 Coliformes Totais e Fecais.....	96
4.5.2 Macrófitas Aquáticas.....	97
4.6 Níveis hidrométricos e variáveis limnológicas.....	102
4.7 Análises estatísticas.....	107
4.7.1 Dinâmica espaço-temporal das variáveis físicas e químicas da água nas estações de coleta.....	 107
4.7.2 Dinâmica espaço-temporal das variáveis físicas e químicas do sedimento.....	 115
4.8 Análise do percentual de redução de cargas de nutrientes e DBO do sistema de áreas alagáveis durante o período seco.....	 117

CAPÍTULO 5 - DISCUSSÃO

5.1 Aspectos hidrometeorológicos, topográficos e morfométricos da planície.....	119
5.1.1 Regime de Pulso – <i>software</i> PULSO e suas interferências.....	124
5.2 Características físicas e químicas da água e relação com a dinâmica espaço-temporal.....	129
5.3 Características físicas e químicas do sedimento e relação com a dinâmica espaço-temporal.....	138
5.4 Variáveis Bióticas.....	142
5.5 Análise do percentual de redução de cargas de nitrogênio total e inorgânicos, fósforo total e DBO no sistema de áreas alagáveis durante o período seco.....	147

CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES.....	151
-------------------------------------	------------

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157
--	------------

ANEXOS.....	175
--------------------	------------

LISTA DE ABREVIATURAS

PCA	- Análise dos Componentes Principais
AHO	- Analytic Hierarchy Process
APHA	- American Public Health Association
CETEP	- Centro tecnológico da Fundação Paulista de Tecnologia e Educação
CETESB	- Companhia de tecnologia e Saneamento Ambiental
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAEE	- Departamento de Águas e Energia Elétrica
DAAE	- Departamento Autônomo de Água e Esgoto
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	- Desvio Padrão
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
FSW	- United State Fish and Wildlife Service
GPS	- Global Position System
PCA	- Análises de Componentes Principais
PCD	- Plataforma de coletas de Dados
SABESP	- Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SMA	- Secretaria do Meio Ambiente
UGRHI	- Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo
USEPA	- United States Environmental Protection Agency
USP	- Universidade de São Paulo
UPGMA	- Distância Euclidiana como Coeficiente de Similaridade
WWQM	- Wetland Water Quality Model

LISTA DE SÍMBOLOS

Alcal.	- Alcalinidade
OD	- Oxigênio Dissolvido
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
Eh	- Potencial redox
C.E.	- Condutividade elétrica
M.O.	- Matéria orgânica
NT	- Nitrogênio Total
PT	- Fósforo Total
SST	- Sólidos suspensos total
SiO ₂	- Silicato reativo
NO ₃ ⁻	- Nitrato
NO ₂ ⁻	- Nitrito
P-PO ₄ ⁻	- Fosfato inorgânico
PTD	- Fósforo total dissolvido
Temp	- Temperatura

RESUMO - BENASSI, R. F. (2006). *Dinâmica espaço-temporal de um sistema de áreas alagáveis na planície de inundação do rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira de Iguape, SP.* São Carlos. 2006. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O objetivo principal deste estudo foi verificar a dinâmica espaço-temporal das variáveis limnológicas de um sistema de áreas alagáveis naturais, em microbacia no Vale do Ribeira de Iguape, rio Jacupiranguinha, sob influências de pulsos hidrológicos distintos, para inferir a capacidade destes sistemas em depurar e ou aprisionar carga de nutrientes potencialmente poluidoras que aportam nestas áreas. Para tanto, foram selecionados 11 pontos de amostragem: 1 e 2 no rio Jacupiranguinha; 3 no córrego Serrana; 4 a 10 no sistema de áreas alagáveis; e 11 saída do sistema, próximo ao rio Jacupiranguinha. Amostras de água foram coletadas em 4 períodos, em todas as estações de coleta, e determinadas as concentrações de nutrientes, DBO, DQO, coliformes fecais e totais. No sedimento foram determinadas as concentrações de nitrogênio total, fósforo total e matéria orgânica. Nas estações do sistema de áreas alagáveis foram coletadas macrófitas aquáticas. Medidas de temperatura, condutividade elétrica, pH, OD foram realizadas utilizando-se sonda multiparamétrica. Realizou-se um levantamento topográfico, estudo batimétrico na planície e foram instaladas régua hidrométricas na área. As vazões e os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha tiveram relação direta com a precipitação. As lagoas da planície não apresentam comunicação permanente com o rio, são necessários valores acima de 2,47 m para que ocorra o transbordamento e, conseqüentemente, a fertilização do sistema de áreas alagáveis. Com a utilização do software PULSO foram observados 5 e 3 pulsos completos, nas cotas topográficas 2,47m e 2,97m, respectivamente. A duração de ambas as fases dos pulsos (potamofase e limnofase) foram diferentes, a limnofase prevaleceu no período estudado. O regime de pulsos parece ter um efeito homogeneizador no sistema. Diferenças espaciais e sazonais foram observadas nas variáveis limnológicas da água. O sedimento não apresentou diferenças sazonais e espaciais significativas, entretanto, mostrou-se o compartimento de maior armazenamento de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nas estações das lagoas I e II. Números mais elevados de coliformes foram registrados nos pontos 1 e 2. As macrófitas aquáticas presentes no sistema de áreas alagáveis apresentaram importante participação na determinação dos padrões de ciclagem e aprisionamento de nitrogênio e fósforo total, pois estocam quantidades significativas destes nutrientes em sua biomassa. Em termos de reduções de cargas, no período seco, o sistema de áreas alagáveis apresentou reduções consideráveis levando em consideração a série nitrogenada, fosfatada e DBO. Assim, o regime de pulso mantém a conectividade do rio Jacupiranguinha com o sistema de áreas alagáveis e determinam a dinâmica dos fatores abióticos e bióticos, fundamentais para que esse sistema possa funcionar como armazenador e ou depurador de cargas poluidoras advindas deste rio. Entretanto, recomenda-se a construção de sistema de áreas alagáveis artificial para a complementação do tratamento de esgoto existente na área.

Palavras-chaves: áreas alagáveis naturais, efluentes, nutrientes, sedimento, planície de inundação, rio Jacupiranguinha.

ABSTRACT

BENASSI, R. F. (2006). *Spatial and temporal dynamics of a wetland floodplain of Jacupiranguinha river, Ribeira de Iguape Valley, São Paulo, Brazil*. São Carlos. 2006. Ph. D. Thesis – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The aim of this study was to verify the spatial and temporal dynamics of natural wetland limnological variables, in Jacupiranguinha river, a micro basin from Ribeira de Iguape Valley, under distinct hydrological pulses. This was made to infer these systems capacity in depurating or retaining potentially polluting nutrients in wetlands. It was selected 11 sample points: 1 and 2 in Jacupiranguinha river; 3 in Serrana's brook; 4 to 10 in wetland system and 11 in the exit of the system, next to Jacupiranguinha river. Samples were collected in four different periods for nutrients determination, BOD, COD, fecal and total coliforms analysis. In sediment was determined nitrogen and phosphorus concentrations and organic matter. It was collected aquatic macrophytes too. Temperature, electric conductivity, pH and dissolved oxygen were measured with YSI probe. Topography was determined and a batimetric study was made in floodplain; besides, it was installed hydrometric rulers in the area. Discharge and hydrometric levels of Jacupiranguinha river were positively related with precipitation. The floodplain ponds were not permanently connected with fluvial course; it is necessary values above 2,47 meters to overflow the wetland and connect it with the river. With the software PULSO was observed 5 and 3 complete pulses, with respectively 2,47m and 2,97m of topographic level. Duration of pulse phases (potamophase and limnophase) was different, and limnophase had predominated. Pulse regime seems to homogenize the system. Seasonal and spatial differences were observed in water limnological variables. The differences in sediment were not significant; however it showed the higher nitrogen, phosphorus and organic matter concentrations in the two ponds. Higher coliform concentrations were registered in points 1 and 2. The aquatic macrophytes present in the studied wetland were very important in nitrogen and phosphorus cycle and retention of these nutrients in their biomass. In terms of load reduction, nitrogen, phosphorus and BOD were considerable reduced in dry season. Thus, pulse regime maintains the wetland connected with Jacupiranguinha river and guide the biotic and abiotic factors dynamics, very important factors for a better operation of the system, serving as nutrient storage and depurative. However, we recommend the construction of an artificial wetland system to complement the waste treatment in the studied area.

Key-words: natural wetlands, effluents, nutrients, sediment, floodplain, Jacupiranguinha river

1.1 Motivação da Pesquisa

Inicialmente o interesse em estudar áreas alagáveis em geral (*wetlands*) tanto as naturais como as construídas surgiu com o início da minha dissertação de mestrado (BENASSI, 2003). Nela tive a oportunidade de estudar o tratamento de efluentes de carcinicultura utilizando áreas alagadas construídas (*construted wetlands*). As conclusões da minha dissertação enfocaram as variáveis que podem influenciar no tratamento de efluentes (vazão, precipitação, tipo de macrófita, tempo de residência, tipo de efluente, entre outros). Assim, o interesse em investigar a dinâmica de funcionamento destes ambientes naturais foi despertado.

Posteriormente tive a oportunidade de participar de um projeto temático intitulado “*Estudo dos sistemas redutores de cargas naturais e artificiais para a sustentabilidade dos Recursos Hídricos do Baixo Ribeira de Iguape-SP.*”, financiado pela Fundação de Amparo a Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP n. 02/13449-1) desde abril/2004, sob a coordenação da profa. Tit. Maria do Carmo Calijuri.

Esta área constitui uma das regiões de menor desenvolvimento econômico do Estado de São Paulo, embora esteja muito próxima da maior metrópole do país, trata-se de uma das regiões mais pobres e menos desenvolvidas, com freqüentes problemas de saúde pública devido à moléstia de transmissão e veiculação hídrica.

Assim optei na presente tese de doutorado por estudar as áreas alagáveis localizadas na sub-bacia do rio Riberia de Iguape, em especial, a sub-bacia do rio Jacupiranguinha, no município de Cajati. Nesta região as áreas alagáveis estão ligadas ao rio através do transbordamento lateral dos mesmos, pois trata-se de rio-planícies de inundação.

Neste município há lagoas de estabilização para tratamento de esgoto (operadas pela SABESP), porém, com problemas quanto a florescimentos algais, concentrações excessivas de nutrientes, sobrecargas de efluentes em períodos de altas vazões e não remoção de carga requerida de demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O efluente

desta estação de tratamento de esgoto (ETE) somados aos lançamentos clandestinos de esgoto doméstico e industrial ocorre no rio Jacupiranguinha, com padrões, na sua grande maioria, fora dos estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA, comprometendo ainda mais a preservação das comunidades aquáticas e a manutenção da qualidade da água para usos múltiplos. Desta forma, existe a necessidade desses problemas serem minimizados, por meio de alternativas econômicas viáveis, que possam ser capazes de recuperar e preservar a qualidade dos mananciais dessa região, a fim de não comprometer a capacidade suporte do ecossistema e manter os padrões de qualidade preconizados pela legislação vigente.

Atualmente, cerca de 80% do abastecimento público da cidade de Cajati vem deste manancial (rio Jacupiranguinha), o que justifica ainda mais a importância da conservação da sub-bacia do rio Jacupiranguinha para a continuidade e qualidade do serviço de abastecimento.

É de extrema importância ter melhor conhecimento das áreas alagáveis, pois há tempos, estudos que contemplam a importância dessas áreas para a manutenção e preservação da qualidade das águas vêm sendo estudados, bem como seu papel no aprisionamento/reprocessamento de nutrientes como forma de contribuição destes ecossistemas para a melhoria da qualidade da água.

Esse fato, associado à importância dos sistemas rios-planícies de inundação, fazem com que sua investigação e preservação sejam consideradas prioritárias.

Desse modo, essa pesquisa baseia-se na hipótese: se o sistema de áreas alagáveis naturais, localizados na planície de inundação do rio Jacupiranguinha, apresenta um potencial de redução e ou aprisionamento de nutrientes das águas residuárias que aportam deste rio, contribuindo para a complementação do tratamento de esgoto.

Assim abaixo seguem os objetivos da tese.

1.2 Definições dos Objetivos Geral e Específicos

O objetivo geral da presente pesquisa foi:

Estudar a dinâmica espaço-temporal das variáveis limnológicas de um sistema de áreas alagáveis naturais, em sub-bacia no Vale do Ribeira do Iguape, rio Jacupiranguinha, sob influência de pulsos hidrológicos distintos, para inferir a capacidade destas áreas em depurar e ou aprisionar carga de nutrientes potencialmente poluidora que ali aportam.

De acordo com o objetivo geral, essa pesquisa foi fundamentada em:

- Realizar um estudo hidrodinâmico (vazão, batimetria e topografia) no sistema de áreas alagáveis, durante o período seco, para inferir sobre os possíveis níveis de transbordamento e o sentido do fluxo da água que aporta para dentro deste sistema;
- Verificar a dinâmica espaço-temporal das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento da área em estudo;
- Reconhecer os fatores potenciais que podem influenciar o comportamento do sistema de áreas alagáveis em relação à dinâmica dos nutrientes;
- Verificar a influência do regime de pulso do rio Jacupiranguinha sobre os parâmetros limnológicos da área de estudo;
- Avaliar a importância do sedimento como acumulador de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica;
- Verificar a capacidade da comunidade de macrófitas aquáticas estocar nitrogênio e fósforo na sua biomassa;
- Verificar a capacidade do sistema de áreas alagáveis em reduzir as densidades de coliformes fecais e totais;
- Avaliar a eficiência do sistema de áreas alagáveis, no período seco (sem a influência da precipitação, escoamento), em reduzir nutrientes e DBO.

1.3 Estrutura da tese

Esta tese foi estruturada em seis capítulos além de uma parte dedicada a bibliografia e anexos.

O Capítulo 1 é a Introdução, que tem a finalidade de apresentar o escopo da pesquisa, localizar sua origem e definir o problema que motivou sua realização. Descreve o contexto da situação do problema e contempla os objetivos geral e específicos formulados. Por fim, apresenta de forma geral a estrutura da tese.

O Capítulo 2 refere-se à revisão bibliográfica sobre o assunto ao qual deu sustentação teórica à tese, sobre os temas considerados relevantes. Os temas abordados

na revisão foram: primeiro, as áreas alagáveis naturais (definição, função e valores); segundo, enuncia os diferentes compartimentos: sedimentos e vegetais; terceiro, enfoca a dinâmica hidrológica do sistema, a influência do regime de pulso; e o último, ressalta os aspectos gerais de lagoas de estabilização.

O Capítulo 3 discorre sobre a área de estudo enfocada bem como os procedimentos metodológicos utilizados nesta pesquisa. A maneira como os dados foram analisados também estão contempladas neste capítulo.

No Capítulo 4 são apresentados os resultados obtidos. Neste capítulo os resultados foram organizados da seguinte maneira: primeiramente os resultados morfométricos, topográficos e hidrológicos (finalizando com os resultados do software PULSO); depois, a caracterização física e química da água e do sedimento, da parte biológica (coliformes e macrófitas aquáticas); seguindo, as relações entre os níveis hidrométricos e as variáveis limnológicas; depois disso, as análises estatísticas para verificar a dinâmica espaço-temporal das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento nas estações de coleta; e, por último, o resultado da eficiência do sistema de áreas alagáveis em reduzir nutrientes.

No Capítulo 5 discutem-se os resultados obtidos na pesquisa. O procedimento adotado foi elaborado conforme descrito no capítulo anterior.

E finalmente no Capítulo 6 apresentam-se as conclusões e recomendações da tese.

As referências bibliográficas utilizadas na tese encontram-se no final do capítulo 6 e estão de acordo com as diretrizes para apresentação de dissertação e teses da USP (USP, 2004). Os anexos encontram-se logo após as referências bibliográficas.

2.1 – Sistemas Naturais: Áreas alagáveis

2.1.1 – Áreas alagáveis: definições, valores e funções.

Hammer e Bastian, (1989) e Mitsch e Gosselink (2000) comentam sobre a dificuldade em se definir áreas alagáveis e citam a definição adotada pela US Fish and Wildlife Service” (FWS).

“...áreas que são inundadas ou saturadas por água superficial ou subterrânea, com uma frequência e duração suficiente para suportar a predominância de vegetação tipicamente adaptada à vida em condições de solo saturado, devendo possuir, ao menos, uma das seguintes propriedades: i) o solo suporta, predominantemente, macrófitas aquáticas, pelo menos periodicamente; ii) o substrato é, predominantemente, solo hídrico não drenado; iii) a cada ano, o substrato é saturado ou coberto por águas rasas por algum período, durante a época de crescimento dos vegetais”.

Em 1971 cientistas, representando agências de mais de 90 países, interessados na conservação de zonas úmidas estabeleceram uma definição ampla denominada Ramsar wetland definition. Esta Convenção é um tratado inter-governamental, assinado em 1971 na cidade de Ramsar (Irã), que busca a cooperação para a conservação e o uso racional das zonas úmidas em todo mundo. Os maiores objetivos da convenção são evitar a perda das zonas úmidas e promover a sua conservação, reconhecendo suas funções ecológicas fundamentais e seu valor econômico, cultural, científico e recreativo. Segundo a Convenção de Ramsar são consideradas “zonas úmidas” toda extensão de pântanos, charcos e turfas ou superfícies cobertas de água, de regime natural ou artificial, permanentes ou temporários, com água parada ou corrente, doce, salobra ou salgada. Em 1993 acrescentou-se a essas definições o postulado de ‘uso prudente’, entendido como “a utilização sustentável para benefício da humanidade em uma direção compatível com a manutenção das propriedades naturais dos ecossistemas” (Ramsar Convention on Wetland, 2001).

O Brasil ratificou a convenção em 24 de setembro de 1993 e o Ministério do Meio Ambiente estabeleceu o termo “zonas úmidas” como o equivalente, na língua portuguesa, para definições de grandes ecossistemas naturais úmidos.

Cowardin et al. (1979), caracteriza as áreas alagáveis como sistemas de transição, entre sistemas aquáticos e terrestres, onde o nível das águas subterrâneas pode ser superficial, próximo da superfície do solo ou coberta por rasa camada de água, sendo o substrato composto por sedimentos pouco consolidados, hidromórficos e pobremente drenados. Tais condições permitem que, no mínimo sazonalmente, estas áreas sejam o habitat de plantas aquáticas. Deste modo, aparentemente, estas áreas podem ser interpretadas como ecótonos. No entanto, existe grande controvérsia em se tratar as áreas alagáveis dentro do conceito ecótono ou como ecossistemas específicos (NEIFF, 2003; TINER, 1993).

Dentro das planícies inundáveis podem existir localmente ecótonos (áreas intermediárias de tensão entre duas comunidades) e também contínuos, dependendo da gradação dos intercâmbios ambientais e especialmente do regime hidrológico (NEIFF, 2003).

Segundo Junk et al. (1989) as definições de áreas alagáveis mencionadas acima não englobam algumas características de ecossistemas tropicais. Estes autores definem as áreas alagáveis como áreas periodicamente inundadas por enchente lateral de rios e lagos, pela precipitação direta ou por águas subterrâneas, onde pulsos de cheia mudam as características físicas, químicas e biológicas do ambiente de tal forma que a biota responde através de adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas.

Algumas áreas alagáveis estão entre os maiores sistemas naturais produtivos da terra e são de vital importância para conservação da biodiversidade do planeta (GOPAL, 1999). O Brasil apresenta uma grande extensão de ecossistemas de áreas alagáveis de importância tanto biológica, ecológica como sócio-econômica. Dentre os quais destacam-se: o Pantanal Mato-grossense, com cerca de 140.000 Km² de áreas inundáveis (WILHELMY, 1957 apud ESTEVES, 1998, p.332); os manguezais, que ocupam grande faixa do litoral brasileiro; as várzeas da região Amazônica, pelo menos 20% de toda bacia são áreas alagáveis (JUNK, 1982); e, a região de planície do Estado de Mato Grosso do Sul que é influenciada pelas cheias do rio Paraná (ESTEVES, 1998), entre outros. Cabe ressaltar que, atualmente, o Brasil é o quarto país do mundo em superfícies na Lista de Ramsar. Possui oito zonas úmidas consideradas Sítios de Importância Internacional – Sítios Ramsar - equivalentes a 6.356.896 ha, entre elas a

Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá -AM e o Parque Nacional do Pantanal Matogrossense – MT. (www.ramsar.org/).

De acordo com Richardson (1996), a estimativa do valor de áreas alagáveis, usualmente é subjetiva. Isto se deve à sua importância para o ecossistema e às suas funções ecológicas. Para esse autor, as principais funções de uma área alagável estão:

- no fluxo hidrológico como descarga e recarga de aquíferos, na regulação do armazenamento de água e controle climático regional;
- na produtividade biológica por meio da produção primária e secundária, por armazenamento e fixação de carbono, nitrogênio, enxofre, fósforo e nos processos de desnitrificação;
- na decomposição do carbono e liberação ou mineralização de nitrogênio, enxofre e carbono;
- no hábitat de vidas animais e comunidades;
- no controle de enchentes e sedimentos;
- no uso como sistema de tratamento de água, recreação e turismo;
- na capacidade de preservação da flora e da fauna;
- na pesquisa histórica, cultural e arqueológica;
- no armazenamento de carbono global.

Pesquisas realizadas em vários países, principalmente, Estados Unidos e Austrália, têm demonstrado os múltiplos valores e funções dessas áreas a ponto de, atualmente, serem consideradas como um dos mais valiosos habitats do mundo (HAMMER e BASTIAN, 1989). No entanto, a importância sócio-econômica das áreas alagáveis vem de tempos históricos desde a ocupação do delta dos rios Tigre e Eufrate. Essa área, considerada como berço da humanidade, localiza-se em uma enorme e complexa área alagável, que durante todos os séculos tem sustentado milhares de famílias, em especial com sua produção agrícola. Os primórdios da civilização aconteceram em mais três outras regiões de alagamento: O Nilo no Egito, o Ganges na Índia e o rio Amarelo na China.

Nos últimos anos, no Brasil, vem sendo demonstrada a importância destas áreas num contexto regional. Figueroa (1996), por exemplo, fez um levantamento bibliográfico das técnicas da avaliação econômica de ambientes naturais, enfatizando o caso para a Represa do Lobo (Broa), SP, no qual o autor demonstrou que estes ecossistemas têm uma grande importância com suas funções ecológicas (ciclos

biogeoquímicos), as quais geram uma série de benefícios sociais e econômicos, entre eles, recreação e agricultura.

Whitaker (1993), salientou que as áreas alagáveis do Estado de São Paulo estão desaparecendo, sendo necessário e urgente demonstrar sua importância quantitativa, para melhores condições de proteção e manejo racional. Além disso, a autora discutiu que o estabelecimento de programas de preservação e manejo deve ser sustentado no conhecimento científico das relações e dos processos existentes em áreas alagáveis.

Para Henry (2003) as planícies fluviais são componentes importantes e dinâmicos na paisagem e são locais ativos de retenção e transformação de nutrientes. A retenção ocorre quando os nutrientes são assimilados e estocados na biomassa vegetal ou enterrados no substrato. A transformação refere-se à mudança de forma, por exemplo: a transformação de nitrogênio em nitrito por desnitrificação. De acordo com Wantzen e Junk (2000), em regiões tropicais as áreas alagáveis dos rios, principalmente os de pequeno porte, são de grande importância por incorporarem grande parte da matéria orgânica particulada fina, degradada por organismos, no período de pulso.

Mitsch e Gosselink (2000) também salientam que as áreas alagáveis têm grande importância na estocagem e nos ciclos biogeoquímicos de diferentes nutrientes. Assim, estes sistemas apresentam importante papel no aprisionamento e reprocessamento de nutrientes e contaminantes, podendo, desse modo, contribuir para a melhoria da qualidade da água, ou seja, podendo atuar como sistema depurador, reciclando elementos e tratando cargas poluentes naturalmente (Fig. 2.1).

Figura 2.1: Processos associados com a melhoria da qualidade da água proporcionada pelas áreas alagáveis. (Fonte: Adaptado USEPA, 2000).

De fato, diversos autores têm discutido e focado suas pesquisas no sentido de identificar se áreas alagáveis funcionam como fonte/depósito ou transformadora de nutrientes, podendo, dessa maneira, representar uma complementação aos tratamentos existentes, funcionando muitas vezes como tratamento terciário dos efluentes que aportam para estas áreas. O tratamento de águas residuárias em áreas alagáveis tem sido utilizado, desde as décadas de 60 e 70 em toda a parte do mundo, em especial nos Estados Unidos, Austrália e Europa.

Um exemplo da utilização de áreas alagáveis para recuperação da qualidade da água de rios é fornecida por Rhoads e Miller (1990) que descreveram o projeto “Dê Paines River Wetland Demonstration” próximo a Chicago (Illinois, USA). Os resultados dessa pesquisa indicaram que as áreas alagáveis são boas opções para promover a melhoria de qualidade da água de rios e controlar a poluição difusa em uma posição mediana na bacia hidrográfica (KADLEC e HEY, 1994). Na Austrália, também foi desenvolvido projeto para construção de um alagado na entrada de um reservatório, com o objetivo de interceptar nutrientes carregados pelo rio para evitar a deterioração da água do reservatório (WHITE et al., 1994).

Nos Estados Unidos, por exemplo, Lane et al. (2003) conduziram um estudo de qualidade da água no rio Mississippi, o qual foi desviado para dentro de uma área

alagável em Louisiana (EUA), para estimar, através de modelos matemáticos, o potencial de absorção de nitrato por essas áreas. Estudos prévios deste trabalho mostraram que o nitrato é rapidamente assimilado neste sistema com prognóstico de que essa redução dependerá da carga que aporta para esta área.

Soto-Jimenez et al. (2003) realizaram um estudo numa área alagável de ecossistema subtropical, localizado no estado de Sinaloa (NW México), que recebe efluente proveniente de atividade antrópica, principalmente agricultura, com o propósito de examinar o potencial desta área em acumular e transformar os nutrientes. Os autores observaram que um dos destinos dos nutrientes é ser depositado junto com os sedimentos; e, além disso, o estudo apresentou suporte para a hipótese de que a área alagável atua como um sistema natural de tratamento.

Na América do Sul, podemos destacar o trabalho desenvolvido por Poi de Neiff et al. (1999) nas Lagunas Soto e Sanches, na cidade de Saladas (Corrientes, Argentina), que analisou a carga potencial de nutrientes que chegam às lagunas em planícies alagáveis. Estes autores observaram uma redução significativa de nutrientes que ali aportavam.

No Brasil, esta tecnologia tem sido empregada há algum tempo, na tentativa de aumentar a eficiência desses sistemas (SALATI et al., 1998). Lopes-Ferreira (2000), por exemplo, observou uma redução considerável das concentrações de nitrogênio (80%) e fósforo (60%) dos efluentes que aportam nas áreas alagadas do rio Atibaia-SP. Outro estudo dessa autora (1998), no município de Macaé/ RJ, na lagoa de Imboassica, verificou um percentual de remoção de nitrogênio e fósforo totais maiores que 90%, após a passagem pela região das macrófitas aquáticas evidenciando que, além do efeito de diluição das águas da lagoa, os processos físicos, químicos e biológicos que lá ocorrem são fundamentais para depuração dos efluentes.

Andrade (2005) analisou a eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria da qualidade das águas que afluem à represa de Guarapiranga-SP, por meio de análises dos resultados das variáveis físicas, químicas e biológicas provenientes dos dados de qualidade da água a montante e a jusante da mesma e concluíram que estes sistemas são eficientes na redução da turbidez e DQO. Brasil et al. (2003) avaliaram a eficiência do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagáveis naturais colonizadas por taboa e observaram uma redução considerável de matéria orgânica com reduções de 90 e 84% na redução de DBO e DQO, respectivamente.

De acordo com Mistch e Gosselink (2000) as áreas alagáveis naturais não podem ser caracterizadas seguindo um padrão único porque estão relacionadas aos diferentes modos de uso e ocupação do solo e das bacias hidrográficas. Além disso, o manejo dessas áreas deve estar contextualizado com a dinâmica natural do local, uma vez que as mesmas possuem condições hidrológicas amplas; estão nas margens de sistemas terrestres (terras mais altas) e aquáticos (terras mais baixas); e, porque tem grande variedade de tamanhos, localização e influência humana.

2.1.2 – Vegetação nas áreas alagáveis

As áreas alagáveis compreendem um grande número de ambientes naturais, que oferecem excelentes condições para o crescimento de macrófitas aquáticas. Além disso, a vegetação dominante apresenta adaptações morfológicas e fisiológicas, mostrando-se tolerantes a grandes variações do nível d'água e a condições de anaerobiose (PATRICK, 1994).

Desta maneira, como o compartimento das macrófitas aquáticas é importante na área alagável, à quantificação e a descrição matemática dos processos de crescimento, absorção de nutrientes e decomposição dessas plantas é essencial para bom funcionamento dos modelos desenvolvidos. Alguns desses estudos existem na literatura, porém, cada vez mais, tem-se evidenciado que a dinâmica de nutrientes nas áreas alagáveis varia de um sistema a outro. (AOI e HAYASHI, 1996; BITAR, 1998; BIUDES e CAMARGO, 2006; DAVIS, 1991; ENNABILI et al., 1998; GUMBRICHT, 1993; HENRY-SILVA et al., 2001; RUBIM, 2001).

Vários autores (BRIX, 1994, 1997; BOYD, 1970; TRIPATHI e SHUKLA, 1991) têm documentado as diversas funções que as macrófitas aquáticas exercem nestes sistemas. Boyd e Hess, (1969), Seidel (1976) e Wooten e Dodd, (1976) estão entre os primeiros pesquisadores que demonstraram o potencial das plantas aquáticas na remoção de nutrientes e compostos orgânicos.

As macrófitas aquáticas exercem importante papel na filtração e sedimentação do material particulado em suspensão, e também contribuem para a remoção e a transformação dos nutrientes (GOPAL, 1999; HAMMER e BASTIAM, 1989; NICHOLS, 1983), além de fornecerem substrato para o desenvolvimento de microrganismos que atuam na mineralização da matéria orgânica e na absorção de nutrientes (BRIX, 1997).

As macrófitas aquáticas flutuantes, por exemplo, são conhecidas por sua elevada capacidade em absorver nitrogênio e fósforo (CASCO, 2003; DEBUSK e REDDY, 1987; BRIX, 1997), além de poderem translocar oxigênio da atmosfera para o rizoma criando um ambiente propício para a nitrificação (BOYD, 1970; JEDICK et al., 1989).

As plantas, principalmente as emergentes^{**}, possuem adaptações estruturais e fisiológicas para desenvolverem-se nas áreas alagáveis, podendo mudar sua forma de crescimento, maximizando o contato de sua superfície com o ar, evitando assim a anoxia de suas raízes. Espaços de ar (aerênquima) nas raízes e pecíolos permitem a difusão do oxigênio da porção aérea das plantas para suas raízes (BRIX, 1997). Herskowitz et al. (1987) destacaram que sistemas de tratamento de águas residuárias que utilizam *Typha* sp foram capazes de produzir um efluente de qualidade comparável à produzida pelo tratamento convencional de nível secundário e terciário.

De fato, segundo Hammer (1989), através de absorção e assimilação, as plantas das áreas alagadas removem nutrientes e produzem biomassa. Além disso, esses vegetais, através de seu sistema radicular, aumentam as concentrações de oxigênio dissolvido na água e também no sedimento. Dessa forma, aumentam a zona aeróbia que permitem a decomposição dos poluentes pelos microrganismos.

2.1.3 – Hidrologia

As condições hidrológicas são de extrema importância para a manutenção das funções e estruturas das áreas alagáveis, embora a simples relação de causa e efeito sejam difíceis de estabelecer. As condições hídricas afetam a diversidade, a composição de espécies, a produtividade primária, a acumulação orgânica (transporte e movimento dos sedimentos) e os ciclos e a disponibilidade de nutrientes nas áreas alagáveis (MITSCH e GOSSELINK, 2000).

Segundo Whitaker et al. (1995), a interação das águas afluentes com a vegetação condiciona de tal modo, a heterogeneidade espacial de uma área alagável, que o gradiente físico gerado pode ser comumente observado. Como consequência, o regime hidrológico pode ser determinante para a estrutura e funcionamento das áreas alagáveis através de alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas, influenciando a disponibilidade de nutrientes e oxigênio dissolvido, as taxas de sedimentação, a

^{*} Plantas aquáticas emergentes são plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex. *Typha*. (ESTEVES, 1998).

ciclagem de matéria orgânica, etc. (GOSSELINK e TURNER, 1978; HENRY, 2003; WHITAKER et al., 1995).

Uma das características da hidrologia é o hidroperíodo que é denominado como período ou ocorrência regular de cheia e/ou condições de saturação do solo. Os principais fatores que controlam o hidroperíodo são: o balanço hídrico entre entradas e saídas em uma área alagável, o relevo e a topografia da região (MITSCH e GOSSELINK, 2000).

De fato, de acordo com Neiff (2001) as oscilações dos níveis hidrométricos influenciam diretamente a velocidade da água, profundidade dos ambientes aquáticos e a área superficial da planície, submetida a alagamento. Além disso, na planície de inundação o movimento horizontal da água e “transversal” ao curso do rio tem maior importância porque, diferenças hidrométricas de poucos centímetros, determinam que superfícies de centenas de quilômetros estejam inundadas ou secas. Estes fluxos horizontais entre os subsistemas mencionados (curso – ilhas - planície lateral) condicionam as produtividades das assembléias vegetais e processos associados (CARIGNAN e NEIFF, 1992). Os resultados dessas alterações estão associados às mudanças das características limnológicas, ao balanço dos processos de produção e respiração e a padrões de ciclagem de nutrientes dos vários habitats da planície e da calha do rio principal (NEIFF et al., 2001).

Poucos estudos descrevem com detalhes as características hidrológicas e hidrodinâmicas em áreas alagáveis naturais, podendo-se destacar os trabalhos desenvolvidos por Casco, 2003; Bradley (2002), Sterm et al. (2001); Rocha (2004) e Whigham e Young (2001). A maioria dos estudos que descrevem estas características foi desenvolvida em áreas alagadas construídas (wetlands constructed).

Dessa maneira, fica evidente a importância de se medir as características hidrológicas em estudos de áreas alagáveis naturais.

2.1.3.1 - Dinâmica Hidrológica: regime de pulso

Segundo Neiff (2001), um dos principais tipos de áreas alagáveis são os rios de planície de inundação, e essas planícies são reconhecidas como mosaicos de ecossistemas altamente dinâmicos, onde a estabilidade e a diversidade estão primariamente condicionadas pela hidrologia e fluxos de materiais. De acordo com Welcomme (1985), as planícies de inundação constituem um tipo de área alagável que

toma a forma de uma faixa de terra sujeita à inundação, situada em torno do canal do rio.

O funcionamento e estrutura de rios de planície de inundação estão condicionados pelas inundações periódicas ou pulsos de inundação (JUNK et al., 1989). O conceito de “pulso de inundação” foi reformulado por Neiff (1990) onde se trata de “pulsos de energia e matéria” ou pulso hidrosedimentológico. Neiff, (1990; 1996; 1999) salienta que ambas as fases do pulso têm igual importância, por exemplo, em rios como o Paraguai e Paraná, as crescentes e as vazantes formam duas fases complementares do pulso, que tem muita influência na estabilidade dos ecossistemas fluviais.

As variações do nível da água e do período de inundação provocam uma série de transformações nas características limnológicas dos corpos d’água causadas por interações entre os ambientes terrestre e aquático. Promovem por exemplo, o aumento ou diminuição da transparência da água, do potencial hidrogeniônico, da condutividade elétrica, da concentração de gases dissolvidos (oxigênio, gás carbônico e metano), de nutrientes (nitrogênio, carbono e fósforo), da matéria orgânica e do material em suspensão, dentre outros (CALHEIROS e HAMILTON, 1998; HAMILTON e LEWIS, 1987; OLIVEIRA e CALHEIROS, 2000; WETZEL e HOUGH, 1973). Podem provocar, portanto, alterações na quantidade e qualidade das águas das planícies de inundação que foram sujeitas ao alagamento; e, estas alterações influenciam a comunidade vegetal, pois alteram a profundidade e hidrodinâmica das lagoas e modificam a qualidade da água, alterando as características físicas e químicas (GOSSELINK e TURNER, 1978; WETZEL e HOUGH, 1973).

Tal fato foi observado por Petracco (2006), em sua tese de doutorado. Esta autora verificou que a flutuação do nível de água na lagoa do Óleo, em função do pulso de inundação do rio Mogi-Guaçu, exerceu influências diretas e indiretas sobre as características físicas e químicas das águas desse ambiente.

A frequência, intensidade e a duração de ambas as fases dependem da posição topográfica das ilhas do rio, pois, em cada ponto da planície inundada, os efeitos de uma mesma crescente são potencialmente distintos (NEIFF, 1996). A dinâmica dos pulsos está caracterizada por atributos hidrológicos (Fig. 2.2) definidos pela função f FITRAS, acrônimo de: Frequência, Intensidade, Tensão, Regularidade, Amplitude, Estacionalidade (NEIFF, 1990, 1999) (ver Tabela 1 do anexo A).

Figura 2.2: Exemplo dos atributos do ciclo hidrológico. P.-Potamofase, L.- Limnofase, PC.- Pulso completo (P+L), I.- Intensidade (nível máximo de uma P), A.- Amplitude ou duração do evento, ND.- Nível de transbordamento. Adaptado de Neiff (1999).

Esses atributos apresentam duas dimensões:

- Espaciais: que determinam os efeitos do pulso na planície: amplitude, intensidade e tensão.
- Temporais: que se relacionam com o comportamento histórico dos atributos espaciais: frequência, recorrência e sazonalidade.

O regime pulsátil está constituído pelo padrão de variabilidade dessas fases em um determinado tempo e espaço, de acordo com um modelo sinusoidal que resulta de introduzir na curva hidrométrica um nível de referência ou nível de transbordamento (este é aquele registrado na escala hidrométrica, ver Figura 2.2). As ondulações que se encontram por cima deste valor, são positivas e definem o período de inundação ou potamofase, durante o qual ocorrem fluxos horizontais de água, sedimentos, organismos e informações desde o curso do rio até a planície de inundação e vice-versa. (NEIFF, 1999 e CASCO, 2005).

Os valores abaixo do nível de transbordamento são considerados negativos, e constituem o período seco ou limnofase, os quais correspondem à situação de isolamento da planície com o canal principal do rio por muitos meses ou até anos,

durante o qual tem pouco fluxo de informação entre esta e o curso do rio (BASTERRA, 1999; NEIFF 1999).

Esses pulsos hidrológicos permitem ainda que algumas áreas alagáveis funcionem como áreas de recarga de aquíferos, permitindo que a água penetre lentamente nos mesmos. Em outras ocasiões elas servem como áreas de descarga pela superfície do lençol freático, permitindo assim que a água armazenada mantenha o escoamento durante as estações secas. (HAMMER e BASTIAN, 1989).

De fato, de acordo com Henry (2003), as diferenças na magnitude, frequência e duração do pulso hidrológico, determinadas pela elevação do nível de água no canal do rio e seu extravasamento lateral, resultam numa variedade de condições para os ecótonos, conforme a escala temporal e espacial. Assim, a ação lateral das enchentes afetará os corpos de água adjacentes, em função da energia que o rio transborda.

2.1.4 – Sedimentos

A caracterização dos sedimentos e coluna d'água de áreas alagáveis é de fundamental importância para o entendimento funcional desses ecossistemas. Dentre as principais propriedades que caracterizam os sedimentos como uns dos compartimentos mais importantes das áreas alagáveis estão: a sua capacidade de acumular matéria orgânica, estocar nutrientes e funcionar como matriz ativa em processos bioquímicos de transformação de substâncias (MITSCH e GOSSELINK, 2000; WHITAKER et al., 1995).

Uma característica marcante das áreas alagáveis, de acordo com Hammer e Bastian (1989) e Reddy e Patrick (1984), é o alto teor de matéria orgânica acumulada no solo e sedimento, dada à alta produtividade destes sistemas. Em ambientes onde são descarregados efluentes ricos em nutrientes, como esgoto doméstico, a produtividade é ainda maior, e a principal via de produção de matéria orgânica ocorre através das macrófitas aquáticas e plâncton ricos em carbono, nitrogênio e fósforo, os quais constituem em um importante alimento para um grande número de organismos consumidores (REDDY e D'ANGELO, 1994).

Os processos de sorção, dependentes especialmente das condições de oxigenação da coluna d'água e interface água-sedimento, podem ser determinantes para a mobilização ou aprisionamento de nutrientes em áreas alagáveis. Aqui, algumas propriedades físicas e químicas dos sedimentos são especialmente importantes, como

granulometria, composição química e capacidade de troca (HEMOND e BENOIT, 1988; REDDY e D'ANGELO, 1994).

Os sedimentos de áreas alagáveis naturais têm sido apontados como um dos principais compartimentos atuantes na transformação e “trap” de nutrientes provenientes de efluentes de diversas naturezas, suscitando a hipótese desses ecossistemas atuarem como potenciais redutores de carga (LANE et al., 2003; REBOUÇAS, 1999; SOTO-JIMENEZ et al., 2003).

Kozerski (1994) salientou que os processos de sedimentação em ecossistemas aquáticos são considerados como um dos mais importantes processos físicos em água, com bilhões de toneladas de material em suspensão sendo depositados nos corpos d'água em todo o mundo.

De acordo com Stum e Morgam (1981) o sedimento constitui um reservatório de fósforo em um lago ou represa (a coluna d'água possui apenas uma pequena fração deste elemento). A concentração de fósforo na água será tamponada por equilíbrios de solubilidade, adsorção ou troca iônica na interface água – sedimento. Em grande parte, os microrganismos influenciam indiretamente estas reações através da manutenção de uma fração substancial de fósforo na forma particulada ou fósforo orgânico dissolvido.

Reddy e D'Angelo (1994) afirmam, também, que os fatores que influenciam as taxas de decomposição nas áreas alagáveis incluem viabilidade de aceptores de elétrons, composição química de substratos orgânicos e fatores ambientais, como: temperatura, pH e disponibilidade de nutrientes. Dessa forma, a oxidação de matéria orgânica e redução de aceptores de elétrons podem resultar na liberação de NH_4^+ solúvel na coluna d'água e, conseqüentemente, impactar a qualidade da mesma.

Exemplo de trabalho que verificou a eficiência do sedimento em reduzir nutrientes em área alagável é fornecida por Lopes-Ferreira (1998) que avaliou o papel de uma região colonizada por macrófitas aquáticas na depuração de efluentes domésticos, demonstrando que o processo de sedimentação juntamente com as reações de adsorção e precipitação, é fator importante na redução dos nutrientes.

Outro estudo desta mesma autora (2000), na área alagável a montante do reservatório de Salto Grande (município de Americana) observou que o sedimento foi o principal compartimento acumulador de nutrientes, verificando que a quantidade média de nitrogênio e fósforo que o sedimento estoca por unidade de área é cerca de 12 vezes maior que a quantidade estocada pela macrófita aquática *Pistia stratiotes* e 3 vezes a por *Bractia arrecta*.

Estudos realizados em diversos tipos de áreas alagáveis naturais na Flórida (Estados Unidos) e também em territórios no nordeste do Canadá mostraram que as áreas alagáveis retêm fósforo proveniente de efluentes através de reações de absorção e precipitação com alumínio, ferro e cálcio, presentes no sedimento. No entanto, esses processos são limitados, pois, com aplicação contínua, a capacidade de retenção de fósforo pelo sedimento diminui à medida que o mesmo se torna saturado. Por outro lado, o mesmo não acontece com a remoção de nitrogênio, que no caso de áreas alagáveis típicas contendo grande quantidade de matéria orgânica, não tendem a diminuir com o tempo (NICHOLS, 1983).

Outra pesquisa, também realizada na Flórida (Estados Unidos), por Knight et al. (2003), demonstrou maior remoção de fósforo através da coluna d'água em áreas alagáveis com o crescimento predominante de vegetação aquática submersa, do que, em áreas alagadas com predominante formação de vegetação aquática emersa. Analisando os dados obtidos a partir desses diversos sistemas, os autores concluíram que o fósforo total é removido principalmente em longo prazo, o que demonstrou eficiência de retenção da carga de fósforo em dez dos treze sistemas estudados.

Mayer et al. (1999), estudando áreas alagáveis naturais em Ontário no Canadá, para identificar quais nutrientes causavam impacto na região, através da determinação do papel dos sedimentos na dinâmica desses nutrientes, verificaram altas concentrações de nutrientes (aproximadamente 4mg/L de P e mais de 20mg/L de N) dissolvidos no sedimento como consequência da decomposição de matéria orgânica. Os autores concluíram que o sedimento é o responsável pela excessiva quantidade de nutrientes na coluna d'água, devido a ressuspensão do fundo, principalmente, por peixes em busca de alimentos, e da subsequente deterioração da qualidade da água (hipereutrofização).

Em Newbury Pypass na Inglaterra, Pontier (2004), estudando a qualidade da água, taxa de acumulação e concentração de metais em depósitos de sedimentos, concluiu que as áreas alagáveis são eficientes no controle e tratamento de metais a partir de sua retenção no sedimento, no entanto, os autores enfatizam que empresas responsáveis pelo lançamento destes contaminantes devam tratar seus efluentes antes do lançamento nas mesmas.

Estudos de simulação da capacidade de retenção da poluição realizados em Mwanza na Tanzânia, por Mwanuzi et al. (2002), mostraram que grande parte do fósforo inorgânico foi retida pelas áreas alagáveis (60% a 90% de remoção), enquanto

houve uma retenção negativa dos nitratos, provavelmente devido ao transporte de matéria orgânica.

Em Louisiana (Estados Unidos), Lane et al. (2003) realizaram um estudo para estimar a potencialidade de remoção de nitrato de um desvio do Rio Mississippi para uma área alagável. Foi possível concluir que nas primeiras células houve eficiência de remoção de 40 a 70% e nas últimas atingiu valores maiores que 90%.

Whitaker (1993), concluiu que o processo microbiológico de desnitrificação, responsável pela perda de nitrogênio dos ecossistemas, pode ser quantitativamente importante em áreas alagáveis, pela disponibilidade de carbono orgânico e pelas condições redox características dos sedimentos. O conhecimento dos mecanismos que regulam as concentrações e as formas de nitrogênio nos ecossistemas de áreas alagáveis pode contribuir para conciliar o manejo dos recursos com a preservação das funções destes ambientes. O potencial desnitrificante no sedimento apresenta um comportamento particular para cada área, evidenciado pela velocidade e pelo padrão de resposta em função de duas variáveis: tempo e concentração de nitrato no sedimento. Com relação ao fósforo, Watson et al. (1989) enfocaram que os processos de remoção de fósforo em áreas alagáveis são mais sedimentares do que gasosos.

Dessa maneira fica demonstrada a importância do sedimento nas áreas alagáveis como receptor e aceptor de elétrons, principalmente das formas de nitrogênio e fósforo.

2.2 - Sistemas Artificiais: Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são corpos de água lânticos e relativamente rasos; são ambientes construídos, controlados e utilizados pelo homem para remoção de cargas poluidoras (UEHARA, 1989). Essas lagoas podem ser classificadas, de acordo com o metabolismo predominante (METCALF e EDDY, 1991) em: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias e podem funcionar de modo individual ou de forma combinada, a fim de alcançar a qualidade padrão requerida para o efluente (PEARSON et al., 1995).

Diversos autores (MARQUES e D'AVILA, 1995; MORENO et al., 1988; MENDONÇA, 1990) consideram as lagoas de estabilização como método econômico e eficaz na redução de cargas orgânicas, especialmente em regiões onde haja disponibilidade de área e clima favorável, com a principal vantagem de ser processo eficiente para redução de microrganismos patogênicos. Segundo Campos (2000),

quando bem dimensionadas, as lagoas raramente produzem maus odores, porém recomenda-se que não sejam construídas junto a áreas residenciais. Lagoas com geometria adequada e com tempo de detenção da ordem de 30 dias podem promover elevada remoção de coliformes, da ordem de 99,99%.

Entretanto, segundo Arthur (1983), uma desvantagem desse sistema é a necessidade de grande área para sua construção e a grande produção de matéria em suspensão.

Sabe-se que o tempo de detenção da carga no sistema de lagoas de estabilização pode, ou não, determinar a eficiência das mesmas, pois, tempos curtos inibem a geração da associação algas-microrganismos, o que impede a proliferação de algas. Tempos demasiadamente longos podem induzir o crescimento exagerado das algas, com formação de uma camada verde superficial que provoca o auto-sombreamento e interfere na interação algas-microrganismos com aparecimento de condições anaeróbias, diminuição da eficiência de remoção de patógenos e o excessivo lançamento no corpo receptor, de algas e, muitas vezes, de toxinas. (CEBALLOS, 2000; MENDONÇA, 1990).

Além dos problemas acima mencionados, algas e bactérias podem competir entre si e produzir substâncias que afetem a DBO e DQO, que sejam tóxicas ao ambiente ou, ainda, terem efeito na remoção de nutrientes. Esses problemas são pouco conhecidos e desconsiderados na modelagem do tratamento de efluentes (BARCKER e STUCKEY, 1999).

Desse modo, com base no conhecimento estabelecido a respeito da eficácia dos sistemas de lagoas de estabilização para a remoção de matéria orgânica (tratamento secundário) que existe no município de Cajati, e de um sistema de áreas alagáveis (a jusante) na remoção ou aprisionamento, principalmente de nutrientes, pode ser uma alternativa eficaz para a complementação do tratamento já existente atualmente, garantindo, dessa maneira, a sustentabilidade da bacia do baixo do Ribeira do Iguape, região com grande disponibilidade hídrica; carente, porém, de recursos financeiros.

Vale ressaltar que os tratamentos atualmente existentes, em especial, quanto à remoção de nutrientes (tratamento terciário) são quase que inexistentes no Brasil, além de terem altos custos, o que muitas vezes impossibilita à aplicabilidade, em detrimento da reduzida disponibilidade financeira.

3.1 - Área de Estudo

3.1.1 - Delimitação e descrição da Área de estudo

3.1.1.1 - Bacia do rio Ribeira de Iguape

A bacia do Rio Ribeira de Iguape situa-se entre as latitudes 23°30' e 25°30' Sul e longitudes 46°50' e 50°00' Oeste, e abrange uma área total de 28.306 Km², dos quais 61% pertence ao Estado de São Paulo e 39% ao Estado do Paraná (Brasil). Apresenta conformação alongada no sentido SO-NE, quase paralela à orla marítima, confrontando-se com as bacias dos rios Tietê ao Norte, Paranapanema a Oeste, Iguaçu ao Sul e, tendo a Leste, pequenos cursos de água da encosta atlântica. Esta bacia está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo – UGRHI 11, a qual possui 23 municípios, entre eles: Registro, Iguape, Apiaí, Cajati, Jacupiranga e Pariquera-Açu (SMA, 1995).

Os principais cursos de água são os rios Juquiá, Ribeira, Ribeira de Iguape, São Lourenço, Jacupiranga, Pardo, Una da Aldeia (CETEC, 2000), que foram divididos em 13 sub-bacias (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: As sub-bacias do Rio Ribeira de Iguape, SP.

Sub – bacia	Área de drenagem (km ²)	Municípios
Alto Ribeira	1781,44	Barra de Chapéu, Itapirapuã Paulista, Apiaí, Itaoca, Iporanga, Ribeira.
Baixo Ribeira	3115,63	Apiaí, Iporanga, Eldorado, Sete Barras.
Ribeira de Iguape	1184,94	Registro, Pariquera-Açu, Iguape.
Alto Juquiá	1493,46	São Lourenço da Serra, Juquitiba, Tapiraí
Médio Juquiá	1166,59	Tapiraí, Juquiá, Miracatu.
Baixo Juquiá	1059,20	Juquiá, Tapiraí, Sete Barras.
Rio São Lourenço	1240,80	Miracatu, Pedro de Toledo, Juquiá.
Rio Itariri	511,83	Itariri, Pedro de Toledo.
Una da Aldeia	950,42	Iguape.
Rio Pardo	1082,03	Barra do Turvo
Rio Jacupiranga*	1469,93	Jacupiranga, Cajati, Registro, Pariquera-Açu.
Vertente Marítima Sul	1544,15	Cananéia, Ilha Comprida.
Vertente Marítima Norte	539,67	Iguape.
Área total	17.180,09	

* Sub-bacia estudada neste trabalho (Fig. 3.1)

3.1.1.2 – Sub-bacia do rio Jacupiranguinha

Dentro da bacia do Ribeira do Iguape foi escolhida, para a realização deste estudo, a sub-bacia do rio Jacupiranguinha, no município de Cajati – SP (Figuras 3.1 e 3.2). Essa seleção foi devido à presença de áreas alagáveis e ao sistema de tratamento de esgotos sanitários utilizado pelo município (sistema de lagoas de estabilização).

O rio Jacupiranguinha é um rio meândrico, caracterizado por uma zona de baixa declividade, formado por uma vasta planície de inundação, onde estão localizadas diversas lagoas marginais (áreas alagáveis), muitas das quais não possuem conexão com o rio adjacente, mas em períodos de grandes cheias podem comunicar-se com o mesmo (Figura 3.3). Os trabalhos desenvolvidos neste rio são recentes, podendo destacar a dissertação de mestrado desenvolvida por Moccellini (2006); os trabalhos realizados por Cunha (2005) e Capparelli (2005). Todos estes trabalhos fazem parte do Projeto Temático (02/13449-1).

Figura 3.1: Mapa de localização da área de estudo.

Figura 3.2: Mapa de localização da sub-bacia do rio Jacupiranga.

Figura 3.3: Fotografia aérea do rio Jacupiranguinha, no município de Cajati.

O município de Cajati tem uma população estimada em 32.052 habitantes (Tabela 3.2). Neste município 67% do esgoto doméstico é coletado e 90% é posteriormente tratado por um sistema de lagoas de estabilização, o qual lança seu efluente no rio Jacupiranguinha (Figura 1, Anexo B).

A principal atividade econômica do município é o complexo químico industrial da Serrana (Bunge Brasil) (Figura 2, Anexo B), que engloba atualmente três unidades fabris: Laboratório da Quimbrasil (Bunge Fertilizantes e Alimentos), Fosbrasil (Bunge Fertilizantes e Alimentos) e Cimpor (Cimento Portugal). Dentro dessa estrutura, a Quimbrasil seria a unidade responsável por desenvolvimento dos insumos químicos (entre eles, a maior produção de ácido sulfúrico do país, com uma capacidade diária de 1.800 toneladas) que serão posteriormente utilizados pela Fosbrasil na fabricação de diferentes subprodutos da Apatita, resultando nos diferentes graus de purificação do Ácido Fosfórico. Alguns exemplos desses subprodutos produzidos pela Fosbrasil são: fertilizantes, concentrados fosfatados, ácido fosfórico (que misturado ao calcário e resulta no Foscálcio), produto de patente da empresa, que tem por objetivo enriquecer em sais minerais os produtos destinados à agricultura. A aplicação desses subprodutos está ligada a diversas empresas nacionais e multinacionais, como a Coca-Cola,

Monsanto, Antaris, etc. (CASTRO, <http://www.igeo.uerj.br/VICBG-2004/Eixo1/e1%20423.htm>).

Além disso, outra atividade que culmina com o desenvolvimento da cidade é a agricultura, em especial a bananicultura.

A área de estudo apresenta em seu entorno a associação de áreas agrícolas e uma pequena porção de vegetação natural. A maior parte do território é composta por plantações de banana, gramíneas e árvores de pequeno e médio porte. O clima da região, segundo Classificação de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido com verão quente. Observa-se, também, que os períodos mais chuvosos ocorrem entre novembro e abril, concentrando as maiores vazões nos meses de janeiro/fevereiro. Os níveis do rio começam a cair a partir do final de abril, atingindo os menores índices de chuva em agosto (CETEC, 2005).

A forma de disposição de resíduos sólidos no município é a céu aberto, sem nenhum tipo de tratamento. Cabe ressaltar que há um lixão a 100 metros a jusante da estação de tratamento de esgoto (ETE) de Cajati e a menos de 200 m do rio Jacupiranguinha (Figura 3.4).

Foto: Mario D. Domingues (ago/04)

Figura 3.4: Fotografia aérea da ETE e do lixão (seta vermelha), no município de Cajati.

A tabela 3.2 apresenta a distribuição da população e a densidade demográfica do município de Cajati - SP.

Tabela 3.2: Perfil do município de Cajati - SP.

Demografia	2005
Área do município (Km ²)	455
População Total (hab.)	32.052
Densidade demográfica (hab/Km ²)	70,44
Grau de urbanização* (%)	74,73
Esgoto sanitário – nível de atendimento (%)	69,19
Esgoto sanitário tratado (%)	90

Fonte: SEADE (2005)

3.1.1.3 – Áreas alagáveis adjacentes ao rio Jacupiranguinha

Na microbacia do rio Jacupiranguinha, as áreas alagáveis fazem parte de ecossistemas ligados a rios de planície de inundação e, portanto, estão sujeita a alagamentos periódicos (JUNK et al. 1989). Em áreas alagáveis segundo Henry (2003), podem ocorrer dois tipos de interações laterais: a subterrânea, por infiltração; e, a superficial, pelo transbordamento do rio adjacente nos períodos de intensa precipitação pluviométrica. Na área de estudo enfocada, as interações das áreas alagáveis da planície ocorrem através do transbordamento do rio Jacupiranguinha.

As áreas alagáveis da planície em estudo localizam-se adjacente ao canal principal do rio Jacupiranguinha. No entanto, o sistema de áreas alagáveis escolhido encontra-se na margem esquerda do rio de montante a jusante.

A paisagem próxima ao sistema de áreas alagadas é dominada por pastagens, bananiculturas, gramíneas e árvores de pequeno e médio porte. Nestas áreas encontram-se elementos de avifauna, como por exemplo, as aves com os nomes populares: quero-quero, jacanã e garças (Anexo B, Figura 3).

* Grau de urbanização = população urbana/população total

3.1.2 - Localização das estações

As estações de amostragem foram escolhidas em campo, em função dos objetivos propostos.

Foram selecionados 11 pontos de amostragem: 1- rio Jacupiranguinha: próximo ao lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE); 2 - rio Jacupiranguinha: próximo ao sistema de áreas alagáveis; 3 – córrego Serrana; 4 a 10 – sistema de áreas alagáveis (sendo: 4 a 6 - lagoa I; 7 a 9 – lagoa II; 10 – início do canal de saída) e 11 - saída do sistema, próximo ao rio Jacupiranguinha (Figuras 3.5 e 3.6).

O sistema de áreas alagáveis (4 a 10) investigado está situado a aproximadamente 2500 m do perímetro urbano do município de Cajati e a 1500 m da ETE. Na coleta referente ao período de janeiro/2005 ficou evidente a conectividade entre o ecossistema lótico e o sistema de áreas alagáveis.

A seguir uma breve descrição das estações amostrais e localização geográfica feita através do GPS (Global Position System).

Figura 3.5: Fotografia aérea das estações de coleta: 1 no rio Jacupiranguinha (próxima a ETE) ; 2 no rio Jacupiranguinha; 3 córrego Serrana; 4-10 no sistema de áreas alagáveis e 11 na saída do sistema, próximo ao rio. Foto: Mario D. Domingues (ago/04).

Figura 3.6: Localizações das estações de coleta (1 a 11).

Estação de coleta 1:

Localização Geográfica: S 24° 43'22" WO 48° 05'37"

Estação de coleta localizada na margem esquerda do rio Jacupiranguinha (montante a jusante), a aproximadamente 30 metros a jusante do lançamento de esgoto da ETE (Fig. 3.7a), depois da zona de mistura (Fig. 3.7b). Nesta estação não foi medida a profundidade, pois a coleta era realizada próxima à margem.

Figura 3.7: Aspecto geral da estação de coleta 1 localizada próxima ao lançamento de ETE no rio Jacupiranguinha. (a) - A seta indica o local de lançamento da ETE; (b) - e o sentido da direção do fluxo do rio.

Estação de coleta 2:

Localização Geográfica: S 24°43'35" WO 48° 04'54"

Esta estação localiza-se na margem esquerda do rio Jacupiranguinha (montante a jusante) a aproximadamente 1330 metros da ETE. Na coleta referente ao período de verão (janeiro/05) o sistema de áreas alagáveis estava conectado com o rio por este ponto. Não foi possível medir a profundidade nesta estação, visto que a coleta se dava próximo à margem do rio (Fig. 3.8 a,b).

A aproximadamente 300 metros a montante desta estação há o lançamento de efluente do complexo industrial, com produção de fosfáticos, como descrito na área de estudo (Fig. 3.8c), no entanto, nesta estação de coleta o efluente já estava homogeneizado.

(a)

(b)

(c)

Figura 3.8: Aspecto geral da estação de coleta 2 (a,b); c) lançamento do efluente industrial (em verde) no rio Jacupiranguinha. As setas indicam a direção do fluxo do rio.

Estação de coleta 3:

Localização Geográfica: S 24°42'43" WO 48°05'06"

Esta estação de coleta está inserida numa fazenda, e é um córrego de aproximadamente 2,40m de largura, que desemboca permanentemente no sistema de áreas alagáveis. No entorno tem-se uma região de pastagem como pode ser observado na Figura 3.9a,b. Neste ponto de coleta foi instalada uma régua hidrométrica.

Figura 3.9: Aspecto geral da estação de coleta 3 (a, b). Observa-se, em volta, área de pastagem. As setas indicam a direção do fluxo do córrego.

Estação de coleta 4:

Localização Geográfica: S 24° 42'55" WO 48° 04'59"

Localiza-se na lagoa I do sistema de áreas alagáveis. É nesta estação que a água do rio Jacupiranguinha aporta inicialmente quando ocorre a conectividade/ e ou transbordamento. Foram observadas nesta estação as presenças das macrófitas aquáticas: *Pistia stratiotes*, *Azolla spp.* e *Brachiaria spp.* Profundidade média de 1,6 m (DP $\pm$ 0,2) (Fig. 3.10).

Figura 3.10: Estação de coleta 4.

Estação de coleta 5

Localização Geográfica: S 24° 42'53" WO 48°04'59"

Esta estação de coleta também se localiza na lagoa I do sistema de áreas alagáveis. Foram observadas nesta estação as macrófitas aquáticas: *Pistia stratiotes*, *Azolla spp.* e *Brachiaria spp.* Profundidade média de 1,6m (DP $\pm$ 0,2) (Fig. 3.11).

Figura 3.11: Aspecto geral da estação de coleta 5. A seta indica a direção do fluxo d'água.

Estação de coleta 6:

Localização Geográfica: S 24° 42'55" WO 48°04'59"

Estação localizada na lagoa I do sistema de áreas alagáveis. Foram observadas nesta estação as macrófitas aquáticas: *Eichhornia crassipes*, *Azolla spp.* e *Pistia stratiotes*. Profundidade média de 0,9m (DP $\pm$ 0,1). A Figura 3.12 apresenta a fotografia desta estação extraída em out/04 (Fig. 3.12 a) e em julho/05 quando a área estava coberta por macrófitas aquáticas, conforme Fig. 3.12 b.

Figura 3.12: Aspecto geral da estação de coleta 6. a) Fotografia tirada em out/04; b) Fotografia tirada em jul/05.

Estação de coleta 7:

Localização Geográfica: S 24°42'47" WO 48°04'53"

Estação localizada na lagoa II do sistema de áreas alagáveis (ponto mais a esquerda). Foram observadas nesta estação as macrófitas aquáticas: *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, *Pistia stratiotes* e *Nymphaea spp.* Profundidade média de 0,8 m (DP $\pm$ 0,1) (Fig. 3.13).

Figura 3.13: Aspecto geral da estação de coleta 7.

Estação de coleta 8:

Localização Geográfica: S 24° 42'47" WO 48°04'53"

Estação localizada na lagoa II do sistema de áreas alagadas. Foram observadas nesta estação as espécies de macrófitas aquáticas: *Nymphaea spp.*, *P. stratiotes*, *E. azurea* e *E. crassipes*. Profundidade média de 0,8m (DP $\pm$ 0,2) (Fig. 3.14).

Figura 3.14: Aspecto geral da estação de coleta 8.

Estação de coleta 9:

Localização Geográfica: S 24°42'48" WO 48° 04'52"

A estação de coleta 9 também localiza-se na lagoa II. Foram observadas nesta estação as macrófitas aquáticas: *Nymphaea spp.*, *P. stratiotes*, *E. azurea* e *E. crassipes*. Profundidade média de 0,5m ($DP \pm 0,1$) (Fig.3.15).

Figura 3.15: Aspecto geral da estação de coleta 9.

Estação de coleta 10:

Localização Geográfica: S 24°42'50" WO 48° 04'52"

Localiza-se no início do canal de saída do sistema de áreas alagáveis. Este canal é coberto por macrófitas aquáticas, principalmente *Pistia stratiotes*, uma macrófitas aquática flutuante. Profundidade média de 0,7m ($DP \pm 0,1$). Este canal tem aproximadamente 0,80 m de largura e fica a aproximadamente 405 m do rio Jacupiranguinha. O cheiro neste local é altamente desagradável, provavelmente devido à formação de gases como H_2S e CH_4 (Figura 3.16).

Figura 3.16: Aspecto geral do ponto de coleta 10. A seta indica o sentido do fluxo d'água.

Estação de coleta 11:

Localização Geográfica: S 24°42'59" WO 48°04'41"

Canal de saída do sistema de áreas alagáveis, próximo ao rio Jacupiranguinha (Fig. 3.17 a,b). Nesta estação de coleta foi instalada uma régua hidrométrica, conforme Figura 3.17 a. Cabe ressaltar que nesta estação foi medida a vazão durante os períodos de coletas.

Figura 3.17: Aspecto geral da estação de coleta 11. As setas indicam a direção do fluxo d'água.

3.2 – Amostragem

As coletas foram realizadas nas quatro estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) durante cinco dias consecutivos.

Primavera: período de 14 a 18/10/04. Neste período não foi possível fazer a coleta na estação 3.

Verão: período de 19 a 23/01/05.

Outono: período de 07 a 11/04/05

Inverno: período de 16 a 20/11/05

3.3 - Variáveis Climatológicas

Os dados de precipitação pluviométrica e temperatura do ar entre setembro/2004 e agosto/2005 foram coletados por uma Plataforma de coletas de Dados (PCD) localizada no município de Jacupiranga e monitorada pelo Departamento Autônomo de Águas e Esgotos (DAAE.).

3.4 - Morfometria

As variáveis morfométricas do sistema de áreas alagáveis (profundidade, comprimentos máximo e mínimo) e as feições do relevo de fundo foram estimados através de batimetria realizada em outubro de 2004. Os transectos para realização da batimetria foram determinados com o uso de teodolito (Wild, mod. TDK). Aqueles paralelos à margem estiveram 10,0 m equidistantes, enquanto os perpendiculares, 5,0 m. As profundidades foram determinadas com régua graduada.

Foi realizado também um levantamento topográfico, utilizando o aparelho Teodolito (marca MOM – busdapest Te –D43), para delimitar a elevação do terreno do sistema de áreas alagáveis, assim desse modo, inferir os níveis de transbordamento e o “caminho” que a água percorre quando ocorre o transbordamento do rio Jacupiranguinha (Anexo B, Figura 4). Os resultados do levantamento foram demarcados levando em consideração o zero da régua hidrométrica instalada próximo a estação de coleta 2.

3.5 - Variáveis Hidrológicas

3.5.1 - Velocidade de escoamento e vazão

Foram medidas as velocidades de escoamento (m/s) em três estações de coleta (2, 3 e 11), sendo que a vazão foi calculada segundo metodologia de RIGUETTO (1998). Cabe ressaltar que na primeira coleta não foi possível medir as velocidades de escoamento nas estações de coleta, pois o aparelho quebrou.

Para medir os níveis hidrométricos foram instaladas três réguas hidrométricas: **1**- córrego Serrana - na entrada da área alagável (estação 3); **2**- na margem do sistema de áreas alagáveis, mais próximo as estações 7 e 8 (lagoa II); **3** – na saída do sistema de áreas alagadas (estação 11), próximo ao rio Jacupiranguinha. As fotografias das réguas instaladas encontram-se na Figura 3.18. Através destas réguas foram realizadas correlações para obtenção das cotas do rio Jacupiranguinha.

Figura 3.18: Réguas hidrométricas instaladas a) no córrego Serrana, estação de coleta 3; b) na lagoa II; c) na saída do sistema de áreas alagadas (estação 11), próximo do rio Jacupiranguinha.

3.5.2 - Variáveis físicas e químicas

As variáveis físicas e químicas da água analisadas e o respectivo método estão apresentadas na Tabela 3.3.

Para as variáveis pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial redox foram obtidos os perfis verticais de 0,10 m em 0,10 m em cada estação de coleta das lagoas I e II (4 a 9), no entanto, para apresentação dos resultados foram escolhidos apenas 2 estações em cada lagoa.

Tabela 3.3: Sumário das variáveis físicas e químicas analisadas e os métodos de determinações, rotineiramente, utilizadas.

VARIÁVEIS	UNIDADE	Método	Referência Bibliográfica
Condutividade Elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Potenciométrico	
Oxigênio Dissolvido	mg.L^{-1}	Potenciométrico	
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Potenciométrico	
Potencial redox	mV	Potenciométrico	
pH		Potenciométrico	
Alcalinidade	mg.L^{-1}	Titulação potenciométrica	APHA (1999)
Sólidos em suspensão	mg.L^{-1}	Gravimétrico	APHA (1999)
Íon Amônio	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Nitrito	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Nitrato	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Fosfato total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Fosfato Inorgânico	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Silicato reativo	mg.L^{-1}	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Fósforo Total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotométrico	APHA (1999)
Nitrogênio orgânico total (Kjeldhal)	mg.L^{-1}	Titulométrico	APHA (1999)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	Titulométrico	APHA (1999)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	Titulométrico	APHA (1999)
Transparência	m	Disco de Secchi	

3.6 - Variáveis Biológicas

3.6.1 - Coliformes

O Número Mais Provável (NMP/100 ml) de coliformes totais e fecais na água foi determinado pelo método de membranas filtrantes (APHA, 1999). As amostras de água foram coletadas no primeiro e no terceiro dia do período amostral em sacos plásticos estéreis e descartáveis. Elas foram filtradas, incubadas em meio de cultura *cromocult* a 30°C e contadas após 24 horas.

3.6.2 - Macrófitas aquáticas

Para a determinação da biomassa da comunidade de macrófitas aquáticas foi utilizado um amostrador, através de um quadrado de 0,25 m², introduzido nos pontos de coleta onde havia macrófitas aquáticas (somente nos pontos 4 a 10), em seguida, coletou-se em sacos plásticos todo material contido no seu interior. As plantas foram transportadas para o laboratório, para lavagem e remoção do material aderido. Em cada estação de coleta foi amostrado apenas um quadrado. Posteriormente, em laboratório, as plantas foram secas a 70° C, por aproximadamente 72 horas, até atingirem peso constante (WESTLAKE, 1965 e POMPÊO e MOSCHINI-CARLOS, 2003). Cabe ressaltar que, foram escolhidos bancos característicos e representativos das macrófitas aquáticas; onde havia a necessidade de penetrar no interior do estande, tomou-se o cuidado para não destruir a extensa área do banco (POMPÊO e MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Nas macrófitas aquáticas foram determinadas concentrações de nitrogênio orgânico total, pelo método de Kjeldahl descrito por Mackereth et al. (1978), e fósforo total pelo método proposto por Anderson (1976). O estoque de nutrientes nas macrófitas por unidade de área (m²) foi obtido multiplicando-se as concentrações destes nutrientes pela biomassa referente.

No período de janeiro/05 foram analisados na biomassa das macrófitas aquáticas (estações 4, 5, 6, 7, 8, 9, e 10) as concentrações de metais pesados (Cd, Pb, Cu, Mn e Hg) determinadas por Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Induzido (ICP-AES). As determinações analíticas foram realizadas de acordo com USEPA 3050B, 6010 B e 7471 A, no laboratório Bioagri.

3.7 – SEDIMENTO

Amostras de sedimento foram coletadas em apenas um dia de cada período de estudo e acondicionadas em potes plásticos para congelamento e posterior análise em laboratório. A Tabela 3.4 apresenta as variáveis físicas e químicas e os respectivos métodos utilizados para caracterização do sedimento.

Tabela 3.4: Relação das variáveis analisadas no sedimento.

Variável	Unidade	Método	Referência Bibliográfica
Fósforo total	$\mu\text{g.g}^{-1}$	Incineração	Andersen (1976)
Nitrogênio orgânico total (Kjedhal)	%	Titulometria	APHA (1999)
Matéria orgânica	%	Incineração	Modificado por Trindade (1980)
Granulometria	%	Peneiramento e densidade	DNER (1994)

As concentrações de metais pesados (Cd, Pb, Cu, Mn e Hg) foram determinadas por Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Induzido (ICP-AES) em amostras coletadas em outubro/2004 (nos pontos 1, 2, 6, 7, 8, 10 e 11) e janeiro de 2005 (em todos os pontos). As determinações analíticas foram realizadas de acordo com USEPA 3050B, 6010 B e 7471 A, no laboratório Bioagri.

3.8 – Análise dos resultados

Para melhor compreensão e visualização os resultados foram sub-divididos em 7 partes:

3.8.1 - Análise morfométrica da área em estudo

Foram confeccionadas Figuras e Tabelas dos dados batimétricos, bem como, para o levantamento topográfico;

3.8.2 Variáveis hidrometereológicas

Foram confeccionados gráficos de precipitação, vazões e níveis hidrométricos. As correlações entre estas variáveis citadas no texto encontram-se no Anexo B.

3.8.2.1 Utilização do software PULSO:

Para conhecer o regime de flutuação do rio Jacupiranguinha foi estudado o comportamento hidrológico interanual, com registros diários de réguas instaladas no sistema de áreas alagáveis e no rio Jacupiranguinha, através dos dados diários utilizando o *software* PULSO (NEIFF e NEIFF, 2003) para processar as alturas hidrométricas do rio Jacupiranguinha, durante o período de outubro/04 a julho/05, estabelecendo os níveis de transbordamento próximos as estações de coleta 2 e 11.

3.8.2.1.1 - Considerações gerais sobre *software*

O *software* PULSO (NEIFF e NEIFF 2003) foi desenhado originalmente para explorar algumas relações quantitativas entre as características ecológicas de áreas alagáveis e inundáveis e as diferenças entre as fases de inundação e de seca em cada zona da paisagem (CASCO et al. 2003).

A partir de dados hidrométricos ou vazão, diários, semanais ou anuais, tomados em uma cidade próxima da planície inundável estudada, é possível conhecer o número de pulsos, o número de fases de inundação e de seca, a estação do ano em que ocorreram, a duração e magnitude que alcançaram e a regularidade do regime. O programa permite trabalhar com séries largas de tempo ou com apenas alguns meses, obter a forma das curvas, sua amplitude e simetria, valores médios, medianas desvio das médias e realizar gráficos unitários.

O modelo decompõe uma série continua de valores (hidrograma) em dois subconjuntos de dados: fases positivas (potamofase) e negativas (limnofase), que permitem analisar em um computador a recorrência de cada uma das fases.

3.8.2.1.2 - Dinâmica Hidrológica: Regime de Pulsos

Para verificar a relação entre o regime de pulso do rio Jacupiranguinha e as variáveis físicas e químicas da água, foram utilizados registros diários das réguas instaladas no sistema de áreas alagáveis e réguas instaladas no rio.

Para inferir os atributos do pulso hidrológico que procederam a mudanças nas características físicas e químicas da água e do sedimento foi aplicado o coeficiente fluvial de conectividade – Fluvial Connectivity Quotient (NEIFF e POI de NEIFF, 2003).

$$FCQ = FD/ID$$

Onde: FD = número de dias inundado; ID = número de dias isolados

3.8.3 - Caracterização física, química e biológica da água nas estações de coleta

Para caracterização da água foram confeccionados gráficos com média e desvio padrão das variáveis: profundidade, transparência da água, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos totais (orgânicos e inorgânicos), pois, estas não apresentaram grande amplitude de variação durante o período de cinco dias de coleta. Para as demais variáveis foram elaborados gráficos levando em consideração os cinco dias de coleta. Com relação as variáveis biológicas, foram confeccionados gráficos e tabelas de acordo com as coletas.

Além disso, para as variáveis: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial redox foram realizados perfis verticais nas estações de coleta das lagoas I (4, 5 e 6) e II (7, 8 e 9). No entanto, nos resultados foram apresentados apenas duas estações por lagoa, as demais encontram-se no anexo B.

3.8.4 – Caracterização física e química do sedimento das estações de coleta

Para este compartimento foram confeccionados gráficos e tabelas.

3.8.5 – Níveis hidrométricos e variáveis limnológicas

Para verificar a influência dos níveis hidrométricos sobre as variáveis limnológicas foram confeccionados gráficos de níveis hidrométricos e nutrientes, além de gráficos da correlação entre eles.

3.8.6 - Análises estatísticas

Os métodos de análise multivariada podem avaliar tanto a estrutura como a função das comunidades bióticas, sendo também úteis para explorar os dados e gerar hipóteses relevantes para testes (RIBEIRO, 1994), incluindo variáveis abióticas. Sendo assim, para interpretação e análise dos dados desta tese foram realizadas análises exploratórias multivariadas (MANOVA, PCA, Cluster), além de testes de hipótese.

As hipóteses testadas foram feitas para verificar a possível existência de diferença sazonal (seca e cheia) e espacial (áreas alagáveis e rio) sobre os resultados limnológicos. Em seguida, realizou-se uma análise de componentes principais (PCA), hierarquizando as variáveis limnológicas resultantes de cada teste gerado, e na sequência realizou-se a análise de agrupamento (Cluster), para verificar a semelhança entre as estações de coleta, também de acordo com os testes. Os testes foram considerados significativos para $p < 0,05$.

Para algumas variáveis limnológicas e hidrológicas, foram também realizadas correlações.

3.8.6.1 - Análise de componente principal (PCA)

Considerando as correlações lineares que os dados trabalhados possuíam, foi aplicada uma análise de componentes principais (PCA). Esta análise extrai combinações lineares do conjunto de dados, de maneira que elas sejam responsáveis pela maior proporção da variância dos dados de maneira decrescente (ou seja, o primeiro eixo é o que explica a maior parte da variância, o segundo, a segunda maior parte, etc) e que não tenham correlação entre si (eixos ortogonais). A obtenção desses novos eixos é realizada através de auto análise (obtenção dos autovetores e autovalores da matriz de correlação ou variância - covariância entre as variáveis). De forma resumida, a PCA supõe relações lineares entre as variáveis, e é feita a partir de uma matriz de variância-covariância ou correlação (Mintev-Vera, 1999). Neste caso específico, a PCA serviu para hierarquizar os indicadores que compunham a matriz de integridade, que foi montada de acordo com o resultado da MANOVA e do teste univariado. Em seguida, utilizou-se dos escores obtidos nas PCA's para montagem dos clusters e cálculo dos coeficientes de correlação cofenético.

3.8.6.2 - Análise de agrupamento (Clusters)

A análise de agrupamento consiste em estabelecer grupos naturais de objetos (formados a partir da distância ou similaridade entre eles) ou de descritores (estabelecidos pela dependência entre eles), de modo a reuni-los num mesmo conjunto. Dentre os métodos existentes, optou-se pelo agrupamento pela associação não ponderada (UPGMA), recomendada por Romesburg, por atribuir similaridade entre pares de grupos de forma menos extrema que os demais métodos e também por proporcionar a utilização de qualquer coeficiente de associação (RIBEIRO, 1994).

O processamento das etapas de agrupamento e ligação resulta em uma matriz cofenética. A comparação desta matriz com a matriz de associação permite avaliar o grau de distorção proporcionado pela análise sobre os dados originais. Alguns autores sugerem como aceitáveis índices superiores a 0.80 (LEGENDRE e LEGENDRE, 1983). Esta análise foi realizada com o intuito de verificar os grupos formados pelas áreas alagáveis e rios em função das variáveis hierarquizadas na PCA.

3.8.7 – Percentagem de remoção

Para a análise da percentagem de remoção de carga do sistema de áreas alagáveis foram realizados cálculos apenas no período seco, em julho, para as seguintes variáveis: N-Total, nitrato, P-Total e DBO na água.

Foi calculado apenas neste período, pois, para os cálculos de percentagem são necessárias todas as entradas e saídas e, como no período chuvoso, não foi estimada: precipitação, escoamento superficial, evaporação, vazão exata de entrada, os cálculos foram comprometidos.

Assim, primeiramente, foi calculada a carga de nutrientes de acordo com Von Sperling (1996):

$$\text{Carga (Kg/dia)} = \frac{[\text{mg.L}^{-1}] \cdot \text{Vazão}[\text{m}^3/\text{dia}]}{1000}$$

Posteriormente, foi realizado o cálculo de acúmulo no sistema de áreas alagáveis Kadlec e Knight (1996):

Acúmulo = Carga de Entrada (estação 3) - Carga de saída do sistema (estação 11)

Em seguida, foi efetuado o cálculo de remoção através da fórmula:

$$\% \text{ de Remoção} = \frac{(\text{acúmulo})}{\text{carga de entrada (estação 3)}} \times 100$$

4.1 – Caracterização da Área de Estudo

4.1.1 - Morfometria da área (Batimetria das lagoas I e II)

Com base nos mapas batimétricos (Figura 4.1) pode-se inferir que a camada de depósito de sedimento, nas duas lagoas do sistema de áreas alagáveis, é irregular. A maior camada de depósito de sedimento observada na lagoa I foi de 1,20 m, próximo a estação de coleta 4, enquanto que na lagoa II foi de 0,95 m, próximo a estação 7. A largura e o comprimento máximo da lagoa I são de 45 m e 260 m, respectivamente. A lagoa II tem 100 m de largura e 90 m de comprimento.

A tabela 4.2 apresenta os parâmetros morfométricos (área, volume, perímetro, comprimento máximo e mínimo) das lagoas I e II do sistema de áreas alagáveis, com base na batimetria realizada no período seco. A lagoa I apresentou maior área (9.100 m^2) e maior volume (9.900 m^3) quando comparado com a lagoa II com 6.428 m^2 e 7.392 m^3 , respectivamente. Com relação a profundidade da água, observou-se que a profundidade máxima da água na lagoa I foi de 2,80 m, enquanto que a mínima de 1,20 m. A lagoa II apresentou profundidade máxima de 1,90 m e mínima de 0,75 m.

Figura 4.1: Mapa batimétrico das lagoas I (estações 4, 5 e 6) e II (estações 7, 8 e 9), com a camada de depósito (m). As setas indicam o sentido do fluxo.

Tabela 4.1: Parâmetros morfométricos do sistema de áreas alagáveis (lagoa I e II).

	Lagoa I	Lagoa II
Área de superfície (m ²)	9.100	6.428
Perímetro (m)	577	322
Volume (m ³)	9.900	7.392
Comprimento máximo efetivo (m)	260	100
Largura máxima (m)	45	85
Profundidade média (m)	máx. 2,0 min. 1,6	máx. 1,2 min. 0,8

4.1.2 – Topografia

A microbacia do rio Jacupiranguinha apresenta uma variação altimétrica de 40 m a 1200 m (Figura 4.2). Nota-se que na região mais baixa situada a 40 e 80 m está à região da planície de inundação do rio Jacupiranguinha; e a mais alta está situada de 1050 m a 1200 m, na região de serra ou vales. O mapa de declividade (Figura 4.3) e o perfil de drenagem do rio Jacupiranguinha (Figura 4.4), também, auxiliaram na nítida distinção entre as áreas de serra e a planície de inundação. A planície de inundação é constituída por relevo plano e suavemente ondulado, com declividade entre 0% e 5% a partir de 25 Km de extensão do curso d'água (rio Jacupiranguinha), o qual pode ser observado uma brusca alteração do perfil do rio Jacupiranguinha.

Figura 4.2: Hipsometria da sub-bacia do rio Jacupiranguinha.

Figura 4.3: Mapa de declividade da sub-bacia do rio Jacupiranguinha.

Figura 4.4: Perfil de drenagem do rio Jacupiranguinha.

Concomitante ao levantamento topográfico, com as observações de campo em janeiro/05 e com as réguas instaladas na área em estudo, foi delimitado o provável “escoamento” quando ocorre o transbordamento do rio Jacupiranguinha. Foram demarcadas 4 regiões (A, B, C e D), com as respectivas cotas topográficas. Estas foram demarcadas levando em consideração o zero da régua hidrométrica instalada no rio, conforme a Tabela 4.2 e Figura 4.5.

Observam-se variações das cotas topográficas da planície em estudo. Entretanto, quando os níveis hidrométricos do rio atingem a cota topográfica de 2,474 m, local mais baixo da planície (região A), próximo a estação de coleta 2, a água do rio Jacupiranguinha transborda para a planície de inundação e ocorre a conectividade do rio com o sistema de áreas alagáveis. Níveis hidrométricos maiores da ordem de 2,872 m e 2,975 podem fazer com que o rio esteja conectado com a planície por outros locais. Entretanto, não se pode inferir, e nem foram analisados neste estudo, o tempo que a água do rio leva para alcançar as lagoas. Mas sabe-se que, provavelmente, a lagoa I é conectada inicialmente, pois está mais próxima da menor cota topográfica. Assim, a água do rio Jacupiranguinha, inicialmente escoar da lagoa I para a II, e posteriormente alcance o canal de saída (estações 10 e 11) e escoe para o rio. Outro fator a ser mencionado é que quando os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha alcançam valores acima de 2,901 m observa-se que, no canal de saída (próximo à estação de

coleta 11), pode ocorrer um refluxo, isto é, a água do rio Jacupiranguinha entra por este canal e transborda pelo barranco alcançando a região D.

Tabela 4.2: Área delimitada e cotas topográficas possíveis para que ocorra o transbordamento do rio para o sistema de áreas alagáveis.

Regiões	Área (m ²)	% do Total	Cotas Topográficas (m)
A	15.438,29	12	2,47
B	55.320,57	43	2,87 e 2,97
C	37.309,22	29	4,31
D	20.584,39	16	2,90

Figura 4.5: Fotografia aérea do sistema de áreas alagáveis demarcados com as cotas topográficas. Estas foram demarcadas a partir da cota zero (0,00) estabelecida durante o levantamento topográfico. A linha amarela tracejada delimita a área em 4 regiões distintas (A, B, C e D).

4.2 - Variáveis Hidrometeorológicas

4.2.1 – Precipitação, temperatura do ar e vento

A Figura 4.6 apresenta os índices pluviométricos durante o período de estudo (outubro/04 a julho/05). Observa-se que os meses de janeiro/05 e março/05 apresentaram valores elevados de precipitação. Em outubro/04, as maiores precipitações

ocorreram nos dias 14 e 18, coincidentes com os períodos da coleta (14,5 e 28,5 mm, respectivamente). Em janeiro/05 foram registrados três picos de precipitação, o primeiro no começo do mês (102,0 mm, no dia 3) e outros dois picos nos dias 21 e 22 (43,8 mm e 32,1 mm), novamente coincidindo com o período da coleta. Em abril/05, não houve registro de chuva no período da coleta (7 a 11/04), mas foi registrado pico de chuva dias antes (40,9 mm, no dia 4). Em julho/05, também, não ocorreu registro de chuva no período da coleta (16 a 20/07), embora tenham sido registradas chuvas logo depois da coleta (85,0 mm, no dia 23).

Nesta pesquisa referem-se ao período chuvoso os meses de janeiro e abril de 2005, enquanto que, os meses de outubro de 2004 e julho de 2005 referem-se ao período seco.

Figura 4.6: Precipitação pluviométrica (mm) diária no município de Jacupiranga entre setembro/2004 e agosto/2005. Fonte: DAAE-BRB. Obs. As setas indicam o período da coleta.

Os valores de temperatura média mensal do ar nos meses amostrados foram: outubro/04 – 21,9°C; janeiro/05 – 25,8°C, abril/05 – 24,3°C; julho/05 – 17,7° C. Para os valores de vento os meses amostrados apresentaram os seguintes valores médios: outubro/04 – 1,69 m/s; janeiro/05 – 1,40 m/s; abril/05 – 1,22 m/s; julho/05 – 0,82 m/s (Figura 4.7).

Figura 4.7: Temperatura média do ar (°C) e dados de vento (m.s⁻¹) do município de Jacupiranga entre setembro/2004 e agosto/2005. Fonte: DAAE-BRB.

4.2.2 – Vazões

As vazões medidas no período de coleta para as estações 3 (córrego Serrana) e 11 (saída do sistema de áreas alagáveis) encontram-se na Figura 4.8 e no anexo C tabela 1. O sistema de áreas alagáveis recebe água constantemente do córrego Serrana (estação de coleta 3) com vazão média de $0,0184 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, no período seco e $0,177 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, no período chuvoso. Para a estação 11 observa-se que a vazão durante o período chuvoso foi o dobro da encontrada na estação 3 (entrada constante para o sistema de áreas alagáveis) com pico de vazão de $0,486 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, em 23/01/05. Nos dias 21 e 23/01/05 houve um refluxo e não foi realizada a medição da vazão. Durante a coleta de abril/05 e julho/05 foram registrados valores médios de $0,057 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $0,022 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivamente.

Figura 4.8: Vazões ($m^3.s^{-1}$) medidas nas estações de coleta 3 e 11, ao longo dos cinco dias de coleta, no período de janeiro, abril e julho de 2005.

A Figura 4.9 apresenta a vazão diária do rio Jacupiranguinha durante o período de estudo. Nela pode-se observar a vazão limite de transbordamento do rio para o sistema de áreas alagáveis ($43,72 m^3.s^{-1}$). Nota-se grande variação da vazão ao longo do estudo. Durante a coleta de janeiro/05 a vazão alcançou $54,300 m^3.s^{-1}$. Na coleta referente a abril/05 a vazão média foi de $8,200 m^3.s^{-1}$. Como era esperado, a vazão apresentou correlação significativa com a precipitação ($r = 0,51$; $n = 156$; $p < 0,05$, Anexo D, Fig. 1).

Figura 4.9: Vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) do rio Jacupiranguinha no período de dezembro de 2004 a junho de 2005.

4.2.3 - Níveis Hidrométricos

A Figura 4.10 apresenta os níveis hidrométricos registrados no rio Jacupiranguinha, durante o período de estudo, com os respectivos níveis de transbordamento (NT) escolhidos para utilizar no software PULSO (NEIFF e NEIFF, 2003): 2,47 m cota mínima e 2,975 m cota máxima para que ocorra o transbordamento do rio Jacupiranguinha para o sistema de áreas alagáveis. Cabe ressaltar que estes níveis de transbordamento só foram registrados após a realização do levantamento topográfico na área de estudo. Assim, de maneira geral, observa-se uma variação dos níveis hidrométricos ao longo dos dias, principalmente, no período de janeiro/05, com valores máximos de 3,65 m, nos dias 24 e 25/01/05 e mínimos de 1,41 m, no dia 09/04/05.

Em detalhe, observa-se nesta Figura 4.10 os níveis de transbordamento do período 19/01 a 28/01 e os respectivos volumes (m^3) no sistema de áreas alagáveis quando este ocorreu. Assim, nota-se que quando os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha alcançaram 2,48 m (no dia 22/01) o volume de água que contribuiu

para o sistema de áreas alagáveis foi de 127,00 m³, enquanto que, quando os níveis hidrométricos alcançaram 3,65 m (nos dias 24 e 25/01) o volume foi de 53.200 m³.

A precipitação esteve bem correlacionada com os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha ($r = 0,54$; $n = 156$; $p < 0,05$, Fig. 2 do Anexo D).

Figura 4.10: Níveis hidrométricos diários, no rio Jacupiranguinha, no período de dezembro/04 a junho/05. As setas indicam o período da coleta. NT = Nível de transbordamento.

Em relação aos níveis hidrométricos diários medidos na lagoa II, notam-se, na Figura 4.11, grande variação ao longo dos dias, com pico máximo em 21/01/05 (2,99 m), o que era de se esperar, já que neste dia ocorreu pico de vazão no rio

Jacupiranguinha, e mínimos com 0,54 m, em 18/04/05. Estes níveis hidrométricos apresentaram uma boa correlação com os níveis hidrométricos medidos no rio Jacupiranguinha ($r = 0,73$; $n = 156$; $p < 0,05$, Fig. 3 do Anexo D).

Figura 4.11: Níveis hidrométricos diários, na lagoa II do sistema de áreas alagáveis, no período de outubro/04 a julho/05. As setas indicam o período da coleta.

4.2.4 - PULSO

Os níveis de transbordamento utilizado para o software PULSO (NEIFF e NEIFF, 2003) foram de 2,47 m (a cota mínima onde começa o transbordamento próximo a estação de coleta 2) e 2,97 m (cota máxima observada para que ocorra o transbordamento). Não foi utilizada a cota de 4,312 m, pois os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha não alcançaram estes valores, como mencionado anteriormente.

De acordo com os dados gerados pelo programa pode-se verificar que para a cota de 2,474 m a frequência foi de 5 pulsos completos, enquanto que, para a cota de 2,975 m foram de 3 pulsos (Tabela 4.3). Com relação aos números de dias em potamofase e limnofase, nota-se que, a planície do rio Jacupiranguinha permaneceu em

limnofase na maior parte do período de estudo (143 e 120 dias para as cotas de 2,474 m e 2,975 m, respectivamente). A duração da potamofase mostrou-se curta em ambas as cotas. Na cota de 2,975 m ela foi de apenas 6 dias, enquanto que, na cota 2,47 m foi de 11 dias. O coeficiente fluvial de conectividade (FCQ) na cota de 2,474 foi de 0,076, enquanto que, na cota 2,975 m foi de 0,040.

Tabela 4.3: Resultados dos atributos gerados pelo programa PULSO, para os níveis de transbordamento do rio Jacupiranguinha durante o período de outubro de 2004 a julho de 2005.

Atributos FRITAS	Níveis de transbordamento	
	2,474 m	2,975 m
Frequência	5	3
Intensidade máxima	3,65	3,65
Intensidade mínima	1,15	1,15
Tensão máxima	1,27	-
Tensão mínima	1,83	-
Amplitude	18,4	21
Sazonalidade Potamofase	dezembro, janeiro, março e maio	janeiro, março e maio
Sazonalidade Limnofase	out – dez; fev, abril, junho e julho	out – dez; fev, abril, junho e julho
Nº Dias em Potamofase	11	6
Nº Dias em Limnofase	143	148
FCQ	0,076	0,040

4.3 – Variáveis Físicas e Químicas da Água

4.3.1 - Profundidade e Transparência

A profundidade média e transparência da água foram medidas apenas nas lagoas I (estações 4, 5 e 6) e II (estações 7, 8 e 9) do sistema de áreas alagáveis (Figura 4.12). Embora a estação 10 faça parte do sistema, não foi possível medir a profundidade nesta estação. As maiores profundidades foram registradas no período de precipitação intensa (janeiro/05). Comparando as estações de coleta, observa-se que as estações 4, 5, 6 apresentaram as maiores profundidades em todas as épocas. No entanto, ambas as lagoas são consideravelmente rasas. Os menores valores de transparência foram registrados na lagoa II (estações 7, 8 e 9), os quais predominaram valores inferiores a 0,5 m. Na lagoa mais profunda (estações 4, 5 e 6), foram encontrados valores de transparência de 0,8 m. De maneira geral, observa-se que em todas as estações, os menores valores foram registrados nas coletas de janeiro/05 e abril/05, quando a precipitação pluviométrica foi maior.

A profundidade, em ambas lagoas localizadas no sistema de áreas alagáveis, apresentaram correlações significativas com a precipitação, com exceção da estação 6, como pode ser observado na Figura 4.13.

Figura 4. 12: Profundidade média e transparência da água (m) nas estações de coleta 4, 5, 6, 7, 8 e 9 do sistema de áreas alagáveis, em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.

Figura 4.13: Correlações entre os dados de profundidade das estações localizadas no sistema de áreas alagáveis (4-9) e precipitação diária.

4.3.2 - Temperatura

A Figura 4.14 apresenta os valores médios e desvio padrão da temperatura da água nas estações de coleta em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. Os valores de temperatura apresentaram pequena variação entre os dias de amostragem em todas as épocas do ano, conforme pode ser observado com o desvio padrão. No entanto, como era esperado, grande variação sazonal foi observada, principalmente entre verão e inverno. A água esteve mais quente 7,0 °C no verão (a estação 5 apresentou 24° C, em janeiro/05 e 18° C, em julho/05).

Figura 4.14: Valores médios e desvio padrão da temperatura da água nas estações de coleta, em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.

Na Figura 4.15 estão os perfis térmicos das lagoas I (estações 4 e 5) e II (estações 7 e 8), durante o período de coleta. (foi escolhido apenas 2 estações em cada lagoa; os perfis das estações 6 e 9 encontram-se na Tab. 2 do Anexo C). Nestes perfis, não foram observadas tendência de termoclina; de maneira geral, a temperatura manteve-se estável ao longo da coluna d'água, com exceção para outubro/04, quando

houve uma pequena tendência de redução desta variável ao longo da coluna d'água. No entanto, não foi observada uma coluna de água estratificada.

Figura 4.15: Perfis verticais da temperatura da água medido nas estações de coleta 4, 5, 7 e 8, durante o período de coleta (outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05).

4.3.3 - pH

Os valores de pH apresentaram uniformidade espacial, principalmente no sistema de áreas alagáveis, enquanto que variabilidade temporal foi observada ao longo do período estudado (Figura 4.16). O pH manteve-se na faixa alcalina, com os maiores valores observados em julho/05 (variando de 8,0 a 8,9) e os menores em abril/05 (variando de 6,4 a 7,4). Com relação aos perfis verticais do pH, a coluna de água manteve-se, praticamente homogênea (tabela 3, do anexo C).

Figura 4.16: Valores médios e desvio padrão do pH da água nas estações de coleta, em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.

4.3.4 - Condutividade Elétrica

Com relação à condutividade elétrica nota-se que os valores médios apresentaram variabilidade sazonal. Os maiores valores foram registrados em julho/05, enquanto que os menores em janeiro/05. A estação de coleta 2 apresentou, em todos os períodos, os maiores valores ($960 \mu\text{S.cm}^{-1}$, em julho/05, por exemplo), enquanto que, os menores foram registrados nas estações 1 e 3 ($67 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $111 \mu\text{S.cm}^{-1}$; em janeiro/05). Pode-se observar, também, que a variação espacial dos valores desta variável no sistema de áreas alagáveis (estações de 4 a 10) não foi similar à variação constatada nas estações localizadas no rio Jacupiranguinha (Figura 4.17).

Figura 4.17: Valores médios e desvio padrão da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) da água nas estações de coleta, em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.

Com relação aos perfis verticais, a condutividade elétrica, também, não apresentou diferenças ao longo da coluna d'água; exceção deve ser feita para janeiro/05 nas estações mais profundas (4 e 5), onde abaixo de 1,0 m ocorreu diminuição dos valores. (Figura 4.18 e Tabela 4 do Anexo C).

Figura 4.18: Perfis verticais da condutividade elétrica da água medido nas estações de coleta 4, 5 (lagoa I), 7 e 8 (lagoa II), durante o período de coleta (outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05).

4.3.5 - Oxigênio Dissolvido

O sistema de áreas alagáveis naturais (estações de 4 a 10), durante todo o período de estudo apresentou para o oxigênio dissolvido condições típicas de anoxia (Figura 4.19), com concentrações médias variando de $0,46 \text{ mg.L}^{-1}$ (na estação 8) a $1,78 \text{ mg.L}^{-1}$ (na estação 6), em outubro/04. Em janeiro/05, observa-se que as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram amplitude de variação um pouco maior quando comparada com os outros meses, fato este notado pelo maior desvio padrão. No entanto,

mantiveram-se as baixas concentrações que variaram de 0,34 mg.L⁻¹ (estação 8) e 1,46 mg.L⁻¹ (estação 10). Para as estações localizadas fora do sistema de áreas alagáveis (1, 2, 3 e 11), nota-se que essas concentrações foram típicas de ambiente oxigenado, variando de 2,5 mg.L⁻¹ (em julho/05) a 6,8 mg.L⁻¹ (em janeiro/05).

Figura 4.19: Concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) na água das estações de coleta, em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

Os perfis verticais das concentrações de oxigênio dissolvido nas estações 4, 5, 7 e 8 durante o período de estudo estão apresentados na Figura 4.20 e na Tabela 5 do Anexo C. Nesses perfis observa-se que, em todas as estações analisadas durante o período de estudo, ocorreram oxiclina, com presença de anoxia no fundo. Nas estações mais profundas (4 e 5), nota-se que, depois de 1,0 m as concentrações mantiveram-se as mesmas.

Figura 4.20: Perfis verticais das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) na água das estações de coleta (4, 5, 7 e 8), durante o período de coleta (outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05).

4.4.6 - Potencial redox (Eh)

Observa-se, na Figura 4.21, que os valores de potencial redox (mV) apresentaram grande amplitude de variação ao longo dos cinco dias de coleta, durante os períodos estudados (em abril não foi possível realizar esta medida). Em outubro/04, as estações localizadas fora do sistema de áreas alagáveis (1, 2, 3 e 11) apresentaram valores variando de 5,2 mV, em 14/10/04 a 35,6 mV, em 16/10/04. Nas estações localizadas no sistema de áreas alagáveis esses valores foram mais redutores e variaram -20mV, em 14/10/04 a -23,0 mV, em 15/10/04. Em janeiro/05, com exceção da estação 2 (onde os valores foram na sua maioria positivos), os valores foram mais negativos quando comparados com o mês de outubro/04. Em julho/05, observou-se que os valores foram na sua maioria negativos. A estação 10, por exemplo, caracterizada pela menor profundidade dentre as amostradas e pela grande densidade de macrófitas,

apresentou os valores mínimos de potencial redox: $-111,40$ mV, em 17/07/05 e $-51,30$ mV no dia 19/07/05.

Figura 4.21: Potencial redox (mV) na água das estações de coleta, em outubro/04; janeiro e julho/05, durante cinco dias consecutivos.

Com relação aos perfis verticais do potencial redox observa-se, pela Figura 4.22, que as estações mais profundas (4 e 5) apresentaram, em janeiro/05, valores mais negativos na medida que vai se aproximando do fundo da lagoa. Nas estações mais rasas as diferenças entre superfície e fundo foram menores. Em julho/05, nota-se, principalmente na estação 4, que os valores tenderam a aumentarem de -61 mV a $-0,1$ mV. (ver também Tab. 6 do Anexo C)

Figura 4.22: Perfis verticais do potencial redox (mV) medidos na água das estações de coleta 4, 5, 7 e 8, em outubro/04; janeiro/05 e julho/05.

4.3.7 - Alcalinidade

A Figura 4.23 mostra os valores de alcalinidade, em mg.L^{-1} , nas estações de coleta, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. As estações localizadas no rio Jacupiranguinha (1 e 2) registraram as menores concentrações (variando de $30,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a $48,0 \text{ mg.L}^{-1}$) quando comparadas com as do sistema de áreas alagáveis (4 a 10), que apresentaram concentrações variando de $60,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a $95,0 \text{ mg.L}^{-1}$. A estação de coleta 3, no córrego Serrana, que flui para o sistema de áreas alagáveis, também, apresentou concentrações elevadas variando de $62,0 \text{ mg.L}^{-1}$, em janeiro/05 a $105,0 \text{ mg.L}^{-1}$, em julho/05.

Figura 4.23: Valores de alcalinidade (mg.L^{-1}) da água nas estações de coleta, em outubro/04, janeiro, abril e julho/05.

4.4.8 - Sólidos Suspensos Totais, Orgânicos e Inorgânicos

Pela Figura 4.24, podem-se observar as concentrações médias de sólidos suspensos totais (SST), orgânicos (SSO) e inorgânicos (SSI), em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. Observa-se que, de maneira geral, em outubro/04 e janeiro/05 as concentrações de SST foram maiores em todas as estações de coleta, quando comparados com as outras épocas de estudo. Nota-se que, a maior contribuição de sólidos suspensos nos dois períodos, foi representada pela fração inorgânica. A estação 10, nesses períodos e em julho/05, apresentou as maiores concentrações de SST (314 mg.L^{-1} ; 266 mg.L^{-1} ; 179 mg.L^{-1}) e SSI (272 mg.L^{-1} ; 227 mg.L^{-1} ; 153 mg.L^{-1}). Em abril/05, isto não foi observado e as maiores concentrações ocorreram nas estações 4 e 6 (83 mg.L^{-1} e 51 mg.L^{-1}).

Figura 4.24: Concentrações médias de sólidos suspensos totais (SST), inorgânicos (SSI) e orgânicos (SSO), na água das estações de coleta, em outubro de 2004; janeiro; abril e julho de 2005.

4.4.9 - Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Observa-se, na Figura 4.25, que as concentrações de DQO ($\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}$) em janeiro/05 e julho/05 apresentaram grande amplitude de variação nos cinco dias de coletas, o mesmo não foi observado em outubro/04 e abril/05. Esta variável não apresentou um padrão espacial de variação. No entanto, uma variação temporal pode ser observada, com a ocorrência de maiores concentrações nos meses de janeiro/05 e julho/05. Em outubro/04 foram registradas as menores concentrações, com exceção para a estação de coleta 10 que registrou concentrações de 470 mg.L^{-1} e 420 mg.L^{-1} , nos dias 15 e 16/10/04, respectivamente.

Figura 4.25: Demanda química de oxigênio ($\text{mg.O}_2\text{.L}^{-1}$) na água das estações de coleta, em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

4.3.10 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Quanto a DBO (Figura 4.26), em outubro de 2004 e janeiro de 2005 foram amostrados apenas um dia de coleta. Em outubro/04 observa-se uma tendência de aumento da DBO das estações 4 até a 11 ($1,4 \text{ mg.L}^{-1}$ a $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$). As estações localizadas no rio Jacupiranguinha (1 e 2) apresentaram concentrações de $6,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e $4,4 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Em janeiro/05, as estações localizadas na lagoa I do sistema de áreas alagáveis (4, 5 e 6) registraram concentrações inferiores a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Enquanto que, nas estações da lagoa II (7, 8, 9) e na estação 10 (canal de saída) as concentrações foram superiores, variando de $6,0$ a $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Em abril e julho de 2005 os dados revelam grande amplitude de variação nos cinco dias amostrados. Em abril, as maiores demandas, de maneira geral, ocorreram nas estações de 3 a 10. As estações 1 e 2, localizadas no rio Jacupiranguinha, apresentaram concentrações de $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,70 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, em 07/04/05. Em julho/05, as maiores concentrações foram observadas nos dias 16 e 17/07/05, em todas as estações e as menores foram encontradas nas estações 1, 2 e 3, no dia 20/07/05.

Figura 4.26: Demanda bioquímica de oxigênio (mg.L^{-1}) na água das estações de coleta, em outubro (17/10) de 2004, janeiro (19/01), abril e julho de 2005.

4.3.11 - Nutrientes Dissolvidos

4.3.11.1 – Nitrito (N-NO_2^-)

Quanto aos nutrientes dissolvidos, as concentrações de N-NO_2^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$) apresentaram grande variação entre os dias amostrados, principalmente no período chuvoso (janeiro e abril de 2005). Analisando as estações localizadas no sistema de áreas alagáveis, pode-se notar que as maiores concentrações de nitrito ocorreram em janeiro/05, quando houve a conectividade do rio Jacupiranguinha. Já em abril, período também considerado chuvoso, observa-se que as concentrações na estação 3 foram maiores, variando de $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $8,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. No período seco (outubro/04 e julho/05), foram observadas as menores concentrações, com exceção apenas para a estação 1 (ponto próximo a estação de tratamento de esgoto) que apresentou concentrações mais elevadas: $10,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, em outubro e $6,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, em julho/05 (Figura 4.27).

Figura 4.27: Concentrações de nitrito (N-NO_2^-) na água das estações de coleta, em outubro de 2004 (a estação 1 não foi amostrada no dia 14/10/04), janeiro, abril e julho de 2005.

4.4.11.2 – Nitrato (N-NO_3^-)

As concentrações de N-NO_3^- (mg.L^{-1}), nos quatro períodos de coleta, durante os cinco dias consecutivos, estão apresentadas na Figura 4.28. De maneira geral, observa-se que as maiores concentrações ocorreram no período chuvoso (janeiro e abril/05), principalmente, nas estações localizadas no sistema de áreas alagáveis (4 a 10). Já as estações localizadas no rio Jacupiranguinha (1 e 2), nestes mesmos períodos, apresentaram as menores concentrações (variando de $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,3 \text{ mg.L}^{-1}$, em janeiro/05 e $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,77 \text{ mg.L}^{-1}$, em abril/05). Em relação ao período seco, nota-se que, as concentrações deste nutriente não variaram muito ao longo dos cinco dias. Em outubro, as maiores concentrações, de maneira geral, ocorreram nas estações 1 e 2 (variando de $0,62 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,68 \text{ mg.L}^{-1}$). Enquanto que, em julho/05, as maiores concentrações foram observadas nas estações 4, 5 e 6 ($1,3 \text{ mg.L}^{-1}$). As menores concentrações foram registradas nas estações localizadas no rio Jacupiranguinha (1 e 2, $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$), nos cinco dias amostrados.

Figura 4.28: Concentrações de nitrato (mg.L⁻¹) na água das estações de coleta, em outubro de 2004 (a estação 1 não foi amostrada nos dias 14 e 15/10/04), janeiro, abril, julho de 2005.

4.4.11.3 - Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺)

Para as concentrações N-NH₄⁺ (mg.L⁻¹) observa-se grande amplitude de variação ao longo dos cinco dias, em todos os períodos de coleta. Em janeiro/05, as estações localizadas no rio Jacupiranguinha (1 e 2) apresentaram concentrações variando de 0,28 mg.L⁻¹ e 1,15 mg.L⁻¹, respectivamente. Enquanto que, as estações localizadas no sistema de áreas alagáveis foram: 0,11 mg.L⁻¹ (estação 6, em 19/01) a 1,50 mg.L⁻¹ (estação 8, em 19/01). Em abril/05 e julho/05 as concentrações deste nutriente foram inferiores a 1 mg.L⁻¹, durante todo o período de coleta, com exceção apenas da estação 6, em 17/07/05. (Figura 4.29).

Figura 4.29: Concentrações de nitrogênio amoniacoal (mg.L^{-1}) na água das estações de coleta, em outubro de 2004 (dias 14 e 18/10/04; 2, dia 15/10/04, não foram amostradas), janeiro, abril e julho de 2005.

4.3.11.4 - Silicato Reativo

Analisando os quatro períodos de coleta para a variável silicato reativo, observa-se grande amplitude de variação ao longo dos cinco dias amostrados, principalmente no período considerado chuvoso (janeiro/05 e abril/05). Nestes períodos notam-se, também, as maiores concentrações, principalmente em janeiro, com concentrações variando de $8,55 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Cabe ressaltar que não houveram variações nas concentrações entre as estações de coleta para o período. Em julho/05, observa-se pequena amplitude de variação, quando comparados com os outros períodos. Pode-se notar que a estação 2 apresentou as menores concentrações $0,020 \text{ mg.L}^{-1}$, no dia 19/07/05 e $0,220 \text{ mg.L}^{-1}$, em 18/07/05. Enquanto que, a estação 10 apresentou as maiores: $1,510 \text{ mg.L}^{-1}$, no dia 16/07/05 e menor $0,960 \text{ mg.L}^{-1}$, em 17/07/05 (Figura 4.30).

Figura 4.30: Concentrações de silicato reativo (mg.L^{-1}) na água das estações de coleta, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005.

4.3.11.5 - Fósforo total dissolvido (PTD)

A Tabela 4.4 contém as concentrações de PTD durante todo o período de estudo. Nota-se, em todos estes períodos, grande amplitude de variação durante os cinco dias amostrados. Em outubro/04, esta amplitude foi observada, principalmente, na estação 2. Esta estação apresentou a maior concentração $2.770,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, em 17/10/04. As menores concentrações, de maneira geral, foram registradas nas estações 7, 8 e 9, variando de $11,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $48,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em janeiro/05 a estação 2, também, apresentou concentrações bem maiores em relação às demais ($9.870,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ no dia 21, $14.000,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ no dia 22 e $9.570,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ no dia 23/01/05). Sendo que, a menor concentração foi registrada na estação 1 ($5,60 \mu\text{g.L}^{-1}$). As concentrações apresentadas pelas demais estações variaram entre $16,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $3.990,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo que as estações que obtiveram maiores variações das concentrações durante os dias de coleta foram as estações de coleta 4, 10 e 11. Em abril/05, novamente a estação 2 apresentou as maiores concentrações deste nutriente na água $36.000,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, no dia 10/04/05. As estações 4, 5 e 6 apresentaram concentrações variando de $1.038,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $5.030,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em julho/05, o mesmo padrão foi observado para a estação 2. As estações 4, 5 e 6 apresentaram concentrações variando de $519,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $4.380,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. Enquanto que nas demais estações as

concentrações variaram de 38,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 1, no dia 17/07/05 a 151,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 7, no dia 19/07/05.

Tabela 4.4: Concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água das estações amostrais, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
out/04	14/10/04	*	*	*	87,0	123,0	46,0	30,5	11,0	11,5	68,0	41,0
	15/10/04	*	*	*	153,0	43,0	42,6	13,0	17,0	13,0	**	98,5
	16/10/04	57,0	2.090,0	*	106,0	**	47,5	12,0	23,0	14,0	34,0	33,0
	17/10/04	43,0	2.770,0	*	74,5	52,0	38,0	21,0	17,5	22,0	18,7	44,0
	18/10/04	118,0	**	*	204,0	39,0	45,0	21,5	48,5	48,0	29,0	51,5
jan/05	19/01/05	5,60	**	85,0	48,0	43,0	28,5	14,0	12,0	25,0	16,0	20,0
	20/01/05	16,0	**	16,0	74,0	32,0	38,0	19,0	20,7	21,0	26,0	14,0
	21/01/05	52,5	9.870,0	155,8	3.490,0	495,0	85,8	71,0	679,0	415,0	3.870,0	3.282,0
	22/01/05	42,0	14.000,0	162,0	3.990,0	63,5	167,0	998,0	223,0	102,0	714,0	2.334,0
	23/01/05	51,0	9.570,0	147,0	4.565,0	600,0	174,0	62,0	21,7	33,0	128,5	1.780,0
abr/05	07/04/05	44,0	30.430,0	78,0	4.440,0	4.173,0	5.030,0	314,0	15,0	123,0	267,0	360,0
	08/04/05	48,0	35.540,0	49,0	4.801,0	4.332,9	4.375,0	408,0	39,0	128,0	177,0	228,0
	09/04/05	90,0	34.370,0	42,0	4.670,0	3.492,0	1.837,0	420,0	152,0	106,0	50,0	260,0
	10/04/05	90,0	36.000,0	**	4.610,0	3.934,0	1.038,0	590,0	128,0	132,0	71,0	200,0
	11/04/05	129,0	27.113,0	48,0	3.560,0	3.886,0	1.066,0	368,0	97,0	167,0	165,0	219,5
jul/05	16/07/05	205,0	45.770,0	89,0	3.360,0	775,0	3.750,0	104,0	231,0	70,0	64,0	70,5
	17/04/05	38,0	11.550,0	69,5	4.380,0	519,0	2.430,0	39,0	65,0	80,5	63,5	157,5
	18/04/05	79,0	12.900,0	116,0	3.500,0	547,0	2.370,0	98,0	**	44,5	43,5	75,0
	19/04/05	116,0	11.532,0	46,0	3.327,0	1.233,0	2.320,0	151,0	100,0	33,0	48,0	44,0
	20/04/05	215,5	37.760,0	74,5	1.720,0	624,0	2.320,0	56,0	61,0	54,5	130,0	168,0

*ausência de dados; ** amostras perdidas.

4.3.11.6 - Fosfato inorgânico (P-PO₄⁻)

As concentrações de P-PO₄⁻ (µg.L⁻¹), na Tabela 4.5, apresentaram grande amplitude de variação no período estudado. Em outubro/04, a estação 2 apresentou as maiores concentrações (1.050,0 µg.L⁻¹ e 734,0 µg.L⁻¹, em 15 e 17/10/04, respectivamente). As outras estações apresentaram concentrações menores que variaram de 2,0 µg.L⁻¹ a 114,0 µg.L⁻¹. Em janeiro/05, observou-se que, a estação 2 apresentou a maior concentração desse nutriente na água em relação as demais, durante todos os dias, sendo que a maior concentração encontrada foi 12.125,0 µg.L⁻¹, em 22/01/05.

Na coleta referente a abril de 2005 as maiores concentrações foram observadas nas estações do sistema de áreas alagáveis, especialmente as estações da lagoa I (4, 5 e 6) que recebe inicialmente a água do rio Jacupiranguinha quando ocorre o transbordamento. As concentrações nestas lagoas variaram de 4.414,0 µg.L⁻¹ a 466,0 µg.L⁻¹. A estação 1, de maneira geral apresentou as menores concentrações variando de 33,0 µg.L⁻¹ e 99,0 µg.L⁻¹. Em julho/05, novamente, a estação 2 apresentou as maiores concentrações de P-PO₄⁻ (81.193,0 µg.L⁻¹, em 19/07/05). As estações de coleta 4, 5 e 6 apresentaram concentrações variando de 3.164,0 µg.L⁻¹ a 1.942,0 µg.L⁻¹, enquanto que as estações 1, 3, 7, 8, 9, 10 e 11 apresentaram concentrações inferiores, variando de 24,0 µg.L⁻¹ a 138,0 µg.L⁻¹.

Tabela 4.5: Concentrações de fosfato inorgânico (P-PO₄⁻ µg.L⁻¹) na água das estações amostrais, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
out/04	14/10/04	*	*	*	114,0	63,5	26,0	44,5	5,5	13,0	**	36,0
	15/10/04	*	1.050,0	*	133,0	30,0	28,0	15,0	7,0	16,5	7,0	78,5
	16/10/04	43,0	*	*	102,0	6,5	25,0	2,0	3,5	4,0	24,0	8,5
	17/10/04	33,0	734,0	*	56,0	35,0	24,0	11,5	6,0	11,5	39,0	20,5
	18/10/04	69,0	**	*	6,5	40,0	33,0	31,0	4,2	7,5	7,0	17,0
jan/05	19/01/05	17,0	243,0	76,0	374,0	261,0	178,0	38,0	44,0	153,0	51,0	91,0
	20/01/05	60,5	7.260,0	70,0	631,0	227,0	232,0	50,0	77,0	63,0	99,5	55,0
	21/01/05	162,5	10.671,0	82,0	3.562,0	506,0	178,0	126,0	668,0	435,0	**	3.560,0
	22/01/05	142,0	12.125,0	84,0	4.600,0	106,0	138,0	66,0	121,0	99,0	682,0	1.100,0
	23/01/05	115,0	**	132,0	4.760,0	889,0	275,0	67,0	62,0	75,0	261,0	1.820,0
abr/05	07/04/05	39,0	243,0	142,0	466,0	4.234,0	3.756,0	136,0	103,0	200,0	105,0	195,0
	08/04/05	33,0	285,0	20,6	3.142,0	4.059,0	4.127,0	401,0	120,0	119,0	269,0	137,0
	09/04/05	33,0	306,0	372,0	628,0	3.083,0	2.729,0	950,0	95,5	118,0	207,0	124,0
	10/04/05	57,0	704,4	159,0	969,0	4.414,0	884,0	264,0	167,0	113,0	293,0	202,0
	11/04/05	99,0	195,0	199,0	1.548,0	3.040,0	638,0	226,0	77,0	73,0	257,0	381,0
jul/05	16/07/05	138,0	67.198,0	38,0	3.164,0	2.823,0	2.643,0	50,0	24,0	39,0	33,0	34,0
	17/04/05	33,0	11.268,0	485,0	3.081,0	2.953,0	2.667,0	30,0	26,90	42,0	68,0	71,0
	18/04/05	45,0	38.202,0	246,0	3.252,0	2.904,0	2.638,0	51,0	24,5	27,0	27,0	40,0
	19/04/05	40,5	81.193,0	33,0	3.029,0	1.942,0	2.678,0	41,0	**	22,0	44,0	36,0
	20/04/05	31,0	64.363,0	282,0	1.353,0	2.649,0	2.000,0	29,0	42,0	29,0	81,0	52,0

ausência de dados; ** amostras perdidas.

*

4.3.12 - Nutrientes Totais

4.3.12.1 - Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A Tabela 4.6 apresenta as concentrações de NTK, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. Pode-se observar que essas concentrações apresentam grande amplitude de variação, durante os cinco dias consecutivos, em todos os períodos. No entanto, observa-se que em janeiro/05 esta amplitude é maior. A estação 5, por exemplo, apresentou concentrações de $0,88 \text{ mg.L}^{-1}$, em 22/01/05 e $6,81 \text{ mg.L}^{-1}$, em 23/01/05. Já a estação 2 apresentou concentrações de $5,40 \text{ mg.L}^{-1}$, em 23/01/05 e $0,56 \text{ mg.L}^{-1}$, em 21 e 22/01/05. Comparando as concentrações deste nutriente nos quatro períodos estudados nota-se que as maiores concentrações, também, foram registradas em janeiro/05. A estação 7, por exemplo, em janeiro/05 apresentou concentração máxima de $5,41 \text{ mg.L}^{-1}$ (19/01/05), enquanto que em abril a maior foi de $1,77 \text{ mg.L}^{-1}$ (11/04/05), na mesma estação.

Tabela 4.6: Tabela: Concentrações de N-Total (mg.L⁻¹) na água das estações de coleta em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
out/04	14/10/04	*	1,49	*	0,93	0,65	1,49	0,93	1,77	1,40	1,21	1,59
	15/10/04	*	1,59	*	0,93	0,93	1,49	1,21	2,24	3,45	0,89	1,40
	16/10/04	2,15	1,77	*	2,99	1,49	2,99	3,27	3,45	3,64	**	1,87
	17/10/04	0,84	2,43	*	5,79	2,15	2,52	0,65	1,68	1,87	1,31	1,31
	18/10/04	*	0,75	*	0,88	0,84	1,87	1,59	1,03	1,12	0,99	6,16
jan/05	19/01/05	2,24	2,43	3,45	3,36	3,73	2,33	5,41	3,83	3,55	4,85	3,92
	20/01/05	5,13	1,96	1,77	1,77	1,68	1,87	2,15	2,99	3,45	2,61	2,89
	21/01/05	3,17	0,56	0,56	0,84	2,99	4,29	5,32	1,96	3,27	1,40	1,68
	22/01/05	1,12	0,56	2,80	0,84	0,88	0,88	0,88	0,84	1,68	2,61	2,05
	23/01/05	3,17	5,41	2,99	2,52	6,81	2,89	3,83	4,57	4,29	3,73	2,52
abr/05	07/04/05	0,65	1,96	1,03	2,15	0,93	1,49	0,65	1,68	1,21	1,03	0,84
	08/04/05	1,40	1,59	1,77	1,21	1,59	1,31	0,93	1,31	2,33	0,93	0,47
	09/04/05	1,49	0,93	0,84	1,12	1,31	1,40	0,93	1,77	1,49	0,84	0,65
	10/04/05	0,65	0,47	0,37	0,84	0,65	0,65	1,31	0,75	0,88	0,65	1,68
	11/04/05	1,96	1,59	0,37	0,56	0,65	1,40	1,77	0,47	1,40	1,31	0,47
jul/05	16/07/05	1,40	1,40	1,40	1,59	1,03	1,31	0,93	1,59	0,75	1,87	2,52
	17/07/05	1,49	0,75	1,21	2,61	0,56	2,52	0,84	0,93	1,03	1,87	2,89
	18/07/05	2,24	2,71	1,59	3,36	0,56	1,03	1,68	1,40	2,05	0,87	3,45
	19/07/05	0,84	1,68	2,15	1,87	1,87	1,68	2,05	1,96	1,21	1,77	0,75
	20/07/05	1,03	2,24	2,05	1,31	0,93	2,43	0,65	0,93	1,77	1,68	1,87

* ausência de dados; ** amostras perdidas.

4.3.12.2 - Fósforo Total (PT)

A Tabela 4.7 mostra as concentrações de PT, em $\mu\text{g.L}^{-1}$, nas estações de coleta em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. Em outubro, a estação 2 foi a que apresentou as maiores concentrações desse nutriente (4.590,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 2.475,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, nos dias 15 e 16/10/04, respectivamente); nas demais estações, as concentrações foram menores, variando de 53,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (16/10/04) na estação 7 a 378,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na 5 (18/10/04). Os dados, referentes ao período de janeiro/05, demonstraram que a estação 2 apresentou as maiores concentrações deste nutriente na água (32.471,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 9.932,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$); enquanto que, as estações da lagoa II, de maneira geral apresentaram as menores concentrações (115,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 771,0). Em abril/05 as maiores concentrações de PT, também, foram registradas na estação 2 (36.727,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$). A lagoa I (7, 8 e 9) apresentaram concentrações variando de 7.928,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 1.281,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$. As estações 1, e 3 (córrego Serrana) apresentaram, de maneira geral, as menores concentrações (variando de 82,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 625,0). Em julho/05 a estação 2, continuou registrando as maiores concentrações de fósforo total na água 93.566,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no dia 16/07/05. Enquanto que, as menores concentrações foram registradas nas estações 1, 8 e 9. Com concentrações variando de 77,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 413,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Assim, pode-se observar grande amplitude de variação das concentrações deste nutriente na água durante este período.

Tabela 4.7: Concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na água das estações amostrais, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho 2005.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
out/04	14/10/04	*	*	*	222,0	365,0	212,0	55,0	40,0	113,0	45,5	111,0
	15/10/04	*	4.590,0	*	287,0	106,0	116,0	227,0	203,0	99,0	55,5	202,0
	16/10/04	361,0	2.475,0	*	201,5	275,0	51,5	53,0	75,0	84,0	115,5	218,0
	17/10/04	141,0	2.562,0	*	270,0	252,0	56,0	326,0	***	***	***	***
	18/10/04	**	2.950,0	*	***	378,0	126,0	77,0	252,0	***	***	32,5
jan/05	19/01/05	12.797,0	32.471,0	299,0	466,0	740,0	176,0	240,0	119,0	**	**	167,0
	20/01/05	920,0	16.004,0	236,0	567,0	560,0	265,0	260,0	327,0	411,0	197,0	337,0
	21/01/05	165,0	19.454,0	191,5	6.063,0	727,0	233,0	151,0	771,0	518,0	4.346,0	4.347,0
	22/01/05	202,5	16.704,0	*	6.513,0	5.900,0	1.281,0	140,0	233,0	115,0	2.236,0	3.340,0
	23/01/05	**	9.932,0	199,5	6.548,0	1.038,0	660,0	**	233,0	**	948,0	3.225,0
abr/05	07/04/05	82,0	30.738,0	561,0	4.333,0	7.351,0	7.264,0	324,0	370,0	353,0	663,0	570,0
	08/04/05	90,0	36.727,0	492,0	5.756,0	7.417,0	7.928,0	1.456,0	560,0	782,0	443,0	1.407,0
	09/04/05	120,0	37.839,0	480,0	4.587,0	5.130,0	7.574,0	1.399,0	417,0	263,0	480,0	4.347,0
	10/04/05	121,0	36.153,0	324,0	4.871,0	5.907,0	1.281,0	714,0	213,0	215,0	8.236,0	1.398,0
	11/04/05	388,0	28.164,0	625,0	3.771,0	4.038,0	1.660,0	316,0	167,0	254,0	7.948,0	1.225,0
jul/05	16/07/05	146,0	93.566,0	1.675,0	5.025,0	3.420,0	4.332,0	3.750,0	354,0	139,0	634,0	473,0
	17/04/05	172,0	20.054,0	279,0	2.921,0	3.470,0	3.146,0	3.430,0	136,0	134,0	461,0	447,0
	18/04/05	174,0	48.409,0	292,0	7.205,0	3.410,0	3.619,0	3.370,0	108,0	109,0	398,0	449,0
	19/04/05	212,0	92.652,0	482,0	5.165,0	4.190,0	3.929,0	3.320,0	413,0	130,0	470,0	472,0
	20/04/05	254,0	68.544,0	819,1	2.446,0	4.000,0	3.979,0	3.320,0	77,0	129,0	1.205,0	365,0

* ausência de dados; ** amostras perdidas, *** concentrações abaixo do limite de detecção do método ($< 1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$).

4.4 – Variáveis físicas e Químicas do Sedimento

4.4.1 - Granulometria

A tabela 4.8 classifica os sedimentos das estações de coleta segundo as classificações do diagrama triangular proposto por Giannini e Riccomini (2000).

Tabela 4.8: Classificação nominal dos grãos do sedimento, segundo Giannini e Riccomini, 2000.

Classe	Tamanho
Cascalho	Maior que 2,0 mm
Areia	Entre 2,0 e 0,062 mm
Silte	Entre 0,062 e 0,004
Argila	Menor que 0,004 mm

A Figura 4.31 apresenta, de acordo com o sistema de classificação adotado, a porcentagem granulométrica de cascalho, areia, argila e silte no sedimento das estações de coleta em: outubro de 2004; janeiro; abril e julho de 2005. Observa-se que, as porcentagens granulométricas variaram entre os períodos de coleta nas diferentes estações. Em outubro/04, nas estações de coleta localizada no sistema de áreas alagáveis (de 4 a 10) o tamanho de grão predominante foi o classificado como argila (grãos menores que 0,004 mm), com exceção apenas para a estação 5. Já as estações 2 e 11 foram classificadas como mais arenosas.

Em janeiro/05, o tamanho do grão predominante foi o classificado como arenoso em todas as estações de coleta, no entanto, as estações 2 e 11 apresentam, aproximadamente, 93 %. Em abril/05 o grão predominante, também, foi o classificado como arenoso, com exceção nas estações 9, 10 e 11 com o cascalho predominando (44%, 44% e 42%, respectivamente). Observa-se que, em julho/05, o grão predominante também foi classificado como arenoso em todas as estações. A estação 2 registrou a maior porcentagem (94%), enquanto que, a estação 9 a menor (49%).

Figura 4.31: Porcentagem de constituintes granulométricos em cada estação de coleta, em outubro de 2004; janeiro; abril e julho de 2005. (Em out/04, as estações 1 e 3 não foram coletadas).

4.4.2 - Nitrogênio Total (N-Total)

A Figura 4.32 apresenta as concentrações de nitrogênio total determinadas no sedimento das estações de coleta durante o período de estudo. Pode-se notar, de maneira geral, que as concentrações deste nutriente no sedimento das estações localizadas no sistema de áreas alagáveis (4 a 10) foram maiores quando comparadas com as concentrações das estações de coleta 1, 2, 3 e 11, estações estas, localizadas fora do sistema de áreas alagáveis. Além disso, observa-se que as concentrações de N-Total apresentaram uma tendência de aumento da estação 4 a 10. Analisando esta variável temporalmente pode-se notar que, para o período chuvoso, as estações localizadas fora do sistema de áreas alagáveis (1, 2, e 11), apresentaram as menores concentrações (variando de 3,9 mg.Kg⁻¹ a 17,9 mg.Kg⁻¹). Já no sistema de áreas alagáveis este padrão

de variação temporal, com concentrações menores no período chuvoso, foram observados apenas nas estações 5, 6, 7, 8 e 9.

Figura 4.32: Concentrações de nitrogênio total (mg.kg^{-1}) no sedimento das estações de coleta, em outubro/ 04, janeiro, abril e julho/05 (o ponto 3 não foi amostrado em outubro/04).

4.4.3 Fósforo Total

As concentrações de fósforo total no sedimento em outubro/04, janeiro/04, abril/05 e julho/05 encontram-se na Figura 4.33. Para este nutriente, observa-se que, de maneira geral, as maiores concentrações ocorreram nas estações 1 e 2 ($1,6 \text{ mg.g}^{-1}$ a $7,7 \text{ mg.g}^{-1}$), enquanto que as menores foram observadas nas estações 3 e 10 (variando de $1,5 \text{ mg.g}^{-1}$ e $0,8 \text{ mg.g}^{-1}$). Já nas estações das duas lagoas (estações de 4 a 9) nota-se que, as concentrações variaram de $0,5 \text{ mg.g}^{-1}$ a $5,3 \text{ mg.g}^{-1}$. Nenhum padrão de variação temporal foi observado para este nutriente no sedimento das estações de coleta. No entanto as estações da lagoa I (4, 5 e 6) registraram as maiores concentrações em janeiro/05.

Figura 4.33: Concentrações de fósforo total (mg.g^{-1}) no sedimento das estações de coleta, em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005. (A estação 3 não foi amostrada em outubro).

4.4.4 - Matéria Orgânica (M.O.)

Para as porcentagens de matéria orgânica no sedimento das estações de coletas, também, não foram observados nenhum padrão temporal. Nota-se que, as menores porcentagens ocorreram nas estações localizadas no rio Jacupiranguinha 1 e 2 (inferiores a 3%), enquanto que as maiores foram observadas nas estações do sistema de áreas alagáveis (4 a 10). A estação 7, por exemplo, apresentou concentrações variando de 8,2% a 13,1% em outubro/04 e janeiro/05, respectivamente; e na estação 10, 8,2% e 17% de matéria orgânica ocorreu em outubro/04 e janeiro, respectivamente. Com relação a estação 3 (córrego Serrana), observa-se que em janeiro esta estação apresentou a maior concentração de M.O., 19,2% (Figura 4.34).

Figura 4.34: Porcentagem de matéria orgânica (% M.O.) no sedimento das estações de coleta, em outubro/2004, janeiro, abril e julho/2005 (o ponto 3 não foi amostrado em outubro/2004).

4.4.5 - Metais pesados

A Tabela 4.9 apresenta as concentrações de metais pesados (mg.kg^{-1}) no sedimento das estações de coleta, em outubro/04 e janeiro/05. Em todas as estações de coleta estudadas, em ambos os períodos, as concentrações de cádmio estiveram abaixo do limite de quantificação (0,2 ou 0,4 mg.kg^{-1}). Com relação ao chumbo, a estação que apresentou maior concentração foi a 7 (12,4 mg.kg^{-1}), em outubro/04 e a 10 (15,0 mg.kg^{-1}), em janeiro/05; as menores foram observadas na estação 2 (2,11 e 3,9 mg.kg^{-1}) em ambos os períodos.

Com relação às concentrações de cobre observa-se que as estações localizadas no sistema de áreas alagáveis apresentaram as maiores concentrações, tanto em outubro/04 quanto em janeiro/05. Na estação 10, por exemplo, foi detectado 23,3 mg.Kg^{-1} (em outubro/04) e 32,0 mg.Kg^{-1} (janeiro/05).

O manganês apresentou as maiores concentrações na estação 3 (1020 mg.Kg^{-1}), enquanto que a menor foi de 152 mg.Kg^{-1} , na estação 1.

Quanto ao mercúrio observa-se uma distribuição mais homogênea nas estações, variando de 0,37 mg.Kg^{-1} a 0,63 mg.Kg^{-1} , em outubro/04 e entre abaixo do limite do método e 0,5 mg.Kg^{-1} , em janeiro/05.

Tabela 4.9: Concentrações de metais pesados (mg.kg⁻¹) no sedimento das estações de coleta, em outubro de 2004 e janeiro de 2005.

estações de coleta	Cd		Pb		Cu		Mn		Hg	
	out/04	jan/05	out/04	jan/05	out/04	jan/05	out/04	jan/05	out/04	jan/05
1	<0,2	<0,4	4,96	9,1	9,74	7,9	165,0	152,0	0,5	0,3
2	<0,2	<0,4	2,11	3,9	5,57	5,7	95,4	216,0	0,6	0,3
3	-	<0,4	-	13,0	-	28,0	-	1020	-	0,3
4	-	<0,4	-	8,9	-	24,0	-	697	-	<0,07
5	-	<0,4	-	5,8	-	12,0	-	244	-	<0,07
6	<0,2	<0,4	11,8	9,3	23,5	23,0	543,0	429,0	0,63	0,4
7	<0,2	<0,4	12,4	11,0	28,5	31,0	348,0	310,0	0,37	0,2
8	<0,2	<0,4	12,0	12,0	28,7	31,0	364,0	377,0	0,62	0,5
9	-	<0,4	-	8,6	-	27,0	-	479	-	<0,07
10	<0,2	<0,4	10,9	15,0	23,3	32,0	405,0	310,0	0,37	<0,07
11	<0,2	<0,4	7,11	6,1	14,2	9,5	389,0	217,0	0,39	<0,07
LQ *	0,2	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,05	0,07

4.5 Variáveis Bióticas

4.5.1 - Coliformes Totais e Fecais

Os valores médios obtidos para a densidade de coliformes totais e fecais em todas as estações de coleta, durante o período de outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005, encontram-se na Figura 4.35. Os valores mais elevados de coliformes totais e fecais foram registrados nas estações 1 e 2 (rio Jacupiranguinha). Já no sistema de áreas alagáveis (4 a 10), as densidades de coliformes totais variaram entre 1100 NMP/100 ml e 4900 NMP/100 ml. Com relação aos coliformes fecais no sistema de áreas alagáveis, observa-se que, os maiores valores foram registrados em janeiro/05 (2500 NMP/100 ml a 9800 NMP/100 ml), enquanto que nos outros períodos esses valores variaram de 100 NMP/100 ml a 900 NMP/100 ml.

Figura 4.35: Coliformes Totais e Fecais na água das estações de coleta em outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005.

4.5.2 - Macrófitas aquáticas

A Tabela 4.10 e a Figura 4.36 apresentam a biomassa total de macrófitas aquáticas (gPS/m²) presentes nas estações de coleta, com as respectivas médias das duas lagoas, durante o período de estudo (outubro de 2004, janeiro, abril e julho de 2005). Pode-se notar que, o valor médio de biomassa encontrado na lagoa I (durante todo o período) foi, aproximadamente, 1,5 vezes maior do que o valor médio da biomassa das macrófitas pertencentes à lagoa II. Observa-se que, em janeiro/05, a biomassa de macrófitas foi menor se comparada com os outros períodos. Em abril e julho foram registrados os maiores valores médios de biomassa, em ambas as lagoas.

Tabela 4.10: Valores de biomassa (g/m^2) das macrófitas aquáticas encontradas nas estações de coleta 4, 5, 6 (lagoa I), 7, 8, 9 (lagoa II) e 10 (canal de saída).

Estações de coleta		Biomassa (gPS/m^2)	Biomassa (gPS/m^2)	Biomassa (gPS/m^2)	Biomassa (gPS/m^2)
		out/04	jan/05	abr/05	jul/05
4	Lagoa I	224,0	217,8	583,2	876,8
5		454,8	122,4	330,0	384,0
6		254,4	254,0	724,0	637,2
Média		311,06	198,2	545,7	632,6
7	Lagoa II	162,8	143,2	143,6	491,2
8		238,0	108,4	644,0	409,2
9		256,7	146,0	318,8	133,6
Média		219,16	132,5	368,8	344,6
10		232,0	91,2	178,8	163,6

Figura 4.36: Valores médios da biomassa (gP.S.m^{-2}) das macrófitas aquáticas encontradas nas estações de coleta 4, 5, 6 (lagoa I), 7, 8, 9 (lagoa II) e 10 (canal de saída).

Conforme Figura 4.37, nota-se que a porcentagem de nitrogênio por grama de peso seco variou entre as épocas do ano. Houve diminuição da %N P.S. durante a potamofase (janeiro/05) em ambas as lagoas e no canal de saída. Em média nota-se que a %NP.S. na lagoa I foi menor do que a lagoa II e no canal de saída, em todas os períodos de coleta.

Figura 4.37: Porcentagem de nitrogênio total nas macrófitas aquáticas das estações de coleta 4, 5 e 6 (lagoa I), 7, 8, 9 (lagoa II) e 10 (canal de saída), em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

Para as concentrações de fósforo total (mg/gPS) na biomassa das macrófitas aquáticas, nota-se que a lagoa II e o canal de saída apresentaram o mesmo padrão, isto é, maiores concentrações nos meses considerados chuvosos (janeiro/05 e abril/05) e menores no período considerado seco (outubro e julho/05). Já a lagoa I apresentou o mesmo padrão até abril/05 e em julho/05 ocorreu um pico, com concentração de 9,7 mg/gPS (Figura 4.38).

Figura 4.38: Teor de fósforo total (mg/gPS) nas macrófitas aquáticas das estações de coleta 4, 5 e 6 (lagoa I), 7, 8, 9 (lagoa II) e 10 (canal de saída), em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

A partir dos resultados de porcentagem de nitrogênio total e os teores de fósforo total na biomassa das macrófitas aquáticas, pode-se calcular o estoque de nitrogênio e fósforo nestes vegetais (Tabela 4.11).

Com relação ao estoque de nitrogênio na biomassa das macrófitas, observa-se, também, grande variação temporal. Os maiores estoques deste nutriente, nas duas lagoas (I e II) e no canal de saída foram registrados em outubro/04 ($8,12 \text{ g/m}^2$; $7,18 \text{ g/m}^2$ e $7,10 \text{ g/m}^2$, respectivamente) e julho/05 ($6,02 \text{ g/m}^2$; $2,80 \text{ g/m}^2$ e $2,75 \text{ g/m}^2$, respectivamente) e os menores em janeiro/05 ($1,79 \text{ g/m}^2$; $3,09 \text{ g/m}^2$ e $1,58 \text{ g/m}^2$, respectivamente). Em média nota-se que o estoque de nitrogênio na lagoa I foi maior do que na lagoa II (Tabela 4.14). O estoque de fósforo também apresentou variação temporal. Maiores valores foram registrados em abril ($26,94 \text{ g/m}^2$) e julho/05 ($58,06 \text{ g/m}^2$) na lagoa I, enquanto que os menores foram registrados em janeiro/05, tanto nas duas lagoas como no canal de saída ($9,65 \text{ g/m}^2$; $6,49 \text{ g/m}^2$ e $6,20 \text{ g/m}^2$, respectivamente).

Tabela 4.21: Estoques de PT (g/m²) e NT (gN/m²) na biomassa das macrófitas aquáticas nas estações 4, 5, 6 (Lagoa I), 7, 8, 9 (lagoa II) e 10, em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05. DP = desvio padrão.

Estações de coleta	Outubro/04		Janeiro/05		Abril/05		Julho/05	
	PT g/m ²	NT (g/m ²)	PT g/m ²	NT (g/m ²)	PT g/m ²	NT (g/m ²)	PT g/m ²	NT (g/m ²)
4	6,49	4,82	10,89	2,09	28,57	3,23	74,52	8,10
5	13,64	13,34	8,57	1,37	17,49	3,35	45,50	3,67
6	8,39	6,20	9,50	1,90	34,75	7,63	54,16	6,29
Média	9,51	8,12	9,65	1,79	26,94	4,74	58,06	6,02
DP	±3,70	±4,57	± 1,16	±0,37	± 8,74	±2,50	±14,90	±2,23
7	5,53	7,28	6,44	2,54	6,74	3,10	8,10	3,18
8	8,33	6,99	5,31	3,02	36,06	3,73	7,97	2,67
9	10,78	7,27	7,73	3,71	15,30	2,56	5,27	2,56
Média	8,21	7,18	6,49	3,09	19,37	3,13	7,12	2,80
DP	±2,62	±0,16	±1,21	±0,42	±15,07	±0,58	±1,31	±0,33
10	11,13	7,10	6,20	1,58	11,80	2,49	7,44	2,75

A Tabela 4.12 apresenta as concentrações de metais (Pb, Hg, Mn, Cu e Cd) na biomassa das macrófitas aquáticas, em janeiro/05. Observa-se que, as concentrações de cádmio foram todas abaixo do limite de quantificação do método. As concentrações de cobre variaram de 1,5 mg.kg⁻¹ a 4,6 mg.kg⁻¹. Quanto ao chumbo, nota-se que, nas estações 8 e 9 as concentrações foram abaixo do limite de detecção do método, enquanto que nas outras estações variaram de 1,0 mg.kg⁻¹ a 2,7 mg.kg⁻¹.

Tabela 4.12: Concentrações de metais (mg.kg⁻¹) nas macrófitas aquáticas, no período de janeiro/05.

Estações de coleta	Chumbo	Mercúrio	Manganês	Cobre	Cádmio
4	1,4	0,5	3173	3,3	<0,5
5	1,0	0,4	2661	3,7	<0,5
6	2,1	0,4	7386	3,0	<0,5
7	2,7	0,3	2713	4,0	0,5
8	<0,5	<0,1	2308	1,8	<0,5
9	<0,5	0,08	2387	1,5	<0,5
10	1,6	<0,07	3157	4,6	<0,5
LQ*	0,5	0,07	23,0	0,5	<0,5

* Limite de quantificação

4.6 - Níveis hidrométricos e variáveis limnológicas

Para verificar a influência dos níveis hidrométricos e as variáveis limnológicas foram confeccionados gráficos dos níveis hidrométricos com algumas variáveis, entre elas: nitrogênio total (NT); nitrato (N-NO_3^-); N-NH_4^- ; sólidos suspensos totais, orgânico e inorgânico (SST, SSO e SSI); fósforo total (PT) e fósforo dissolvido (PTD) e ortofosfato (P-PO_4^-) (Figuras 4.39 a 4.42). Em detalhe plotou-se o período de janeiro/05. Para melhor visualização e apresentação os gráficos foram confeccionados apenas para a estação de coleta 8.

Analisando a série nitrogenada, durante todo o período de estudo, observa-se que, de maneira geral, as maiores concentrações de nitrogênio foram observadas em janeiro/05, período em que ocorreu o transbordamento do rio Jacupiranguinha para dentro do sistema de áreas alagáveis e, por conseguinte, aumento dos níveis hidrométricos. (Fig. 4.39 a,b). Entretanto, analisando as concentrações de nutrientes durante os cinco dias da coleta de janeiro/05, nota-se que as concentrações, principalmente, de nitrogênio total (NT) variaram bastante durante os cinco dias, sem um padrão propriamente dito. Já o nitrato apresentou um aumento ao longo dos cinco dias.

Figura 4.39: Níveis hidrométricos e concentrações de nitrogênio total (NT) e nitrato (N-NO_3^-) determinados na água da estação de coleta 8.

As concentrações de N-NH_4^+ seguiram um padrão semelhante ao constatado para os outros compostos nitrogenados, ou seja, concentrações maiores quando os níveis hidrométricos foram elevados. Analisando somente o período de janeiro/05, nota-se que, depois do dia 20/01 este nutriente apresentou um padrão semelhante ao nível hidrométrico (Figura 4.40).

Figura 4.40: Níveis hidrométricos e concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) determinados na água da estação de coleta 8.

As concentrações da série fosfatada apresentaram variação ao longo do período de estudo (Figura 4.41). Para o fósforo dissolvido, por exemplo, observa-se que ao longo do período de estudo as concentrações tendem a ser maiores quando os níveis hidrométricos foram maiores. Para o fósforo total este padrão não foi observado. No entanto, quando se analisa apenas a coleta de janeiro/05 (quando houve o transbordamento do rio Jacupiranguinha), nota-se que a série fosfatada apresenta um padrão similar com os níveis hidrométricos.

Figura 4.41: Níveis hidrométricos e concentrações de fósforo dissolvido (PD) e dissolvido (PD) determinados na água da estação de coleta 8, na figura em detalhe plotou-se também o P-PO₄.

A Figura 4.42 mostra as concentrações de sólidos e os níveis hidrométricos ao longo do período de estudo. Para os sólidos suspensos totais (SST) nota-se que quando os níveis hidrométricos aumentaram as concentrações também aumentaram durante o período de estudo. No entanto, quando analisamos apenas o período de conectividade, observa-se que no dia de maior nível hidrométrico (21/01/05) as concentrações diminuíram.

Figura 4.42: Níveis hidrométricos e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) durante o período de estudo, determinados na água da estação de coleta 8. Na figura em detalhe plotou-se, também, sólidos suspensos inorgânicos (SSI) e orgânicos (SSO).

4.7 Análises estatísticas

4.7.1 - Dinâmica espaço-temporal das variáveis físicas e químicas da água nas estações de coleta.

Sobre o conjunto total de dados realizou-se uma PCA para verificar hierarquicamente quais eram as variáveis abióticas importantes para todo sistema estudado (Tabela 4.16 e Figura 4.43). Observando esses resultados, pode-se notar que, as estações de coleta da seca e cheia formaram 2 grandes grupos.

Os dois eixos explicaram conjuntamente 75,68% da variabilidade dos agrupamentos, sendo que o eixo das abscissas é responsável pela explicação de 48% e o eixo da ordenadas por 27%. Como se pode observar, o componente principal 1 foi positivamente bem correlacionado com as variáveis PTD, P-PO₄ e temperatura e agrupou o período seco, enquanto que as variáveis que contribuíram negativamente para este eixo foram N-NH₄ e pH, agrupando o período chuvoso. O fator 2 foi positivamente bem correlacionado com os sólidos suspensos total e inorgânico.

Tabela 4.16: Correlação das variáveis limnológicas analisadas com os componentes principais 1 e 2 da PCA. Valores em negrito foram correlacionados significativamente.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
SSI	0,170	0,976
SST	0,294	0,943
PTD	0,742	-0,075
P-PO ₄	0,797	-0,109
N-NH ₄	-0,743	0,023
Temperatura	0,853	-0,130
pH	-0,896	0,192
% de variação explicada	48,334	27,346

Figura 4.43: Análise dos componentes principais (PCA) com todas as estações de coleta, durante ambos os períodos (seco e chuvoso). (P = estação de coleta; R = rio; A = área alagável; s = período seco; c = chuvoso).

Partindo desses resultados, optou-se por realizar uma MANOVA seguido de um teste de hipótese para verificar se havia efeito da sazonalidade (seca e cheia) e da caracterização espacial (alagado x rio) sobre este conjunto de dados.

O teste da sazonalidade indicou que as estações de coleta eram estatisticamente diferentes nas épocas de seca e cheia ($p=0,004$; anexo D, Tab. 1). Dessa forma realizou-se uma PCA com cada uma dessas distintas épocas (Tabela 4.17).

Para o grupo do período chuvoso, os dois componentes principais explicaram juntos 75,56% da variância total dos dados. O primeiro componente principal (48,62%) foi positivamente bem correlacionado com as variáveis condutividade elétrica, PTD e $P-PO_4$, e negativamente bem correlacionado com as variáveis pH e $N-NO_2$. O segundo componente principal explicou 26,936% da variância, tendo selecionado positivamente Temperatura, $N-NO_3$ e SST (Figura 4.44).

Tabela 4.17: Correlação das variáveis limnológicas analisadas com os componentes principais 1 e 2 da PCA no período chuvoso. Valores em negrito foram correlacionados significativamente.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
Temperatura	0,241	0,869
N-NO ₃	- 0,322	0,816
SSO	- 0,311	0,805
SST	0,260	0,142
pH	- 0,897	- 0,214
Cond. Elétrica	0,872	- 0,101
N-NO ₂	-0,830	0,386
PTD	0,948	0,250
P-PO ₄	0,947	0,259
% de variação explicada	48,629	26,936

Figura 4.44: Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) das estações de coleta, para o período chuvoso. (P = estação de coleta; R = rio; A = área alagável; c = chuvoso).

Para o grupo do período seco, os dois componentes principais explicaram juntos 79,615% da variância total dos dados. As variáveis positivamente correlacionadas com o componente principal 1 foram P-PO₄, PTD e Temperatura. Por outro lado, a DQO e pH correlacionaram-se negativamente com o componente principal 1. O componente principal 2 foi positivamente bem correlacionado com as variáveis N-NO₃ e N-NH₄ (Tabela 4.18 e Figura 4.45).

Tabela 4.18: Correlação das variáveis limnológicas analisadas com os componentes principais 1 e 2 da PCA no período seco. Valores em negrito foram correlacionados significativamente.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
N-NO ₃	0,015	0,929
N-NH ₄	- 0,648	0,719
DQO	-0,728	- 0,089
P-PO ₄	0,913	- 0,019
PTD	0,953	0,010
pH	- 0,842	- 0,021
Temperatura	0,706	0,535
% de variação explicada	55,70	23,915

Figura 4.45: Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) das estações de coleta, para o período seco. (P = estação de coleta; R = rio; A = área alagável; s = período seco).

O teste de espacial indicou que as áreas alagáveis e rio apresentavam diferenças estatísticas significativas ($p=0,018$, anexo D, Tab. 2) e, embora o teste de sazonalidade tenha sugerido trabalhar separadamente o período seco e chuvoso, para esta análise espacial optou-se por considerar apenas 2 matrizes: área alagável (incluindo seca e chuva) e rio (também incluindo seca e chuva). Na PCA do sistema de áreas alagáveis

(Tabela 4.19) os componentes principais 1 e 2 explicaram 84,46% da variabilidade total dos dados. As variáveis positivamente correlacionadas com o componente principal 1 foram SiO₂, N-NO₂, N-NO₃ e Temperatura. Enquanto que as variáveis condutividade elétrica, N-NH₄ e pH estiveram negativamente correlacionada com este eixo. O componente principal 2 foi mais correlacionado, de forma positiva, com os sólidos suspensos totais e inorgânico (Figura 4.46).

Tabela 4.19: Correlação das variáveis limnológicas analisadas com os componentes principais 1 e 2 da PCA do sistema de áreas alagáveis. Valores em negrito foram correlacionados significativamente.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
N-NO ₃	0,964	-0,147
N-NO ₂	0,903	0,302
N-NH ₄	-0,913	0,080
PTD	0,369	-0,451
SiO ₂	0,799	0,346
SST	0,280	0,908
SSI	0,061	0,928
Condutividade elétrica	-0,977	0,056
pH	-0,957	0,229
Temperatura	0,956	-0,214
% de variação explicada	62,164	22,300

Figura 4.46: Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) dos pontos de coleta do sistema de áreas alagáveis no período seco e chuvoso. (P = estação de coleta; A = área alagável; s = período seco; c = chuvoso).

Em relação à análise de componentes principais rio, os dois componentes principais explicaram juntos 77,29% da variância total dos dados (Tabela 4.20). O primeiro componente (50,67%) foi composto positivamente pelas variáveis PTD, OD e sólidos suspensos totais e inorgânicos. A variável que contribuiu negativamente para este eixo foi alcalinidade. O segundo eixo explicou 26,61% da variância, tendo selecionado positivamente temperatura e SiO₂ e negativamente a condutividade elétrica (Figura 4.47).

Tabela 4.20: Correlação das variáveis limnológicas analisadas com os componentes principais 1 e 2 da PCA das estações localizadas fora do sistema de áreas alagáveis. Valores em negrito foram correlacionados significativamente.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
SiO ₂	-0,017	0,921
P-PO ₄	0,641	-0,143
PTD	0,708	-0,156
SSI	0,933	0,045
SST	0,910	0,200
Alcalinidade	-0,896	0,070
Cond. elétrica	0,218	-0,917
OD	0,837	0,230
Temperatura	0,300	0,882
% de variação explicada	50,676	26,614

Figura 4.47: Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) dos pontos de coleta localizados fora do sistema de áreas alagáveis, no período seco e chuvoso. (P = estação de coleta; R = rio; s = período seco; c = chuvoso).

Partindo das PCAs realizadas anteriormente, procurou-se descobrir padrões de similaridade entre as estações de coleta estudadas. Foram realizadas, portanto, análises de agrupamentos sobre a matriz dos escores do PCA em cada um dos sistemas (estabelecidos) áreas alagáveis e rios em ambos os períodos (seco e chuvoso). Foram

calculados, em cada Cluster, os coeficientes de correlação cofenética (Cf) sempre superiores a 0,8, como proposto por Legendre e Legendre (1983).

Para o grupo do sistema de áreas alagáveis, o coeficiente de correlação cofenético foi de 0,8997 (Figura 4.48). A distância de 0,3 foi possível verificar a formação de 4 grupos, sendo eles compostos pelas estações de coleta 4, 5 e 6 no período seco; 7, 8 e 9 também no período seco. No período chuvoso, quando se dá o transbordamento do rio Jacupiranguinha, observou-se uma tendência de maior homogeneidade entre as estações de coleta, como refletido pelos menores valores do índice de similaridade (distâncias euclidianas), pois as estações 4 a 9 ficaram agrupadas. Já a estação 10 ficou agrupada sozinha em ambos os períodos.

Figura 4.48: Cluster dos escores do PCA do sistema de áreas alagáveis (Cf = 0,8582), durante o período seco e chuvoso.

No grupo das estações localizadas fora do sistema de áreas alagáveis, o coeficiente de correlação cofenética foi de 0,8405 (Figura 4.49), e a distância de 0,75 foi possível verificar a formação de 3 grupos, sendo eles compostos pela estação 2 em ambos os períodos, outro formado pelas estações 3 e 11 também em ambos períodos e a estação de coleta 1 que apresentou-se sozinha durante os períodos.

Figura 4.49: Cluster dos escores do PCA das estações de coleta localizadas fora do sistema de áreas alagáveis (Cf = 0,8405), durante o período seco e chuvoso.

4.7.2 - Dinâmica espaço-temporal das variáveis físicas e químicas do sedimento.

Para as variáveis físicas e químicas do sedimento o mesmo procedimento foi adotado. A análise multivariada (MANOVA) realizada sobre a matriz composta pelas variáveis abióticas, matéria orgânica (MO), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) e granulométrica (areia, argila, silte e cascalho) testaram-se o efeito da sazonalidade sobre o conjunto de dados. Admitindo-se que o nível de corte de probabilidade aceito foi de 5%, os resultados indicaram que a sazonalidade não foi significativa para esse conjunto de dados ($p = 0,429$, Tab. 3 do Anexo D). Em seguida realizou o mesmo teste para verificar se haviam diferenças significativas entre o sistema de áreas alagadas e o rio, da mesma maneira, não houve diferenças significativas entre os dois ($p = 0,256$, Tab. 4 do Anexo D). Mesmo não havendo diferença significativa, o passo seguinte foi então realizar uma Análise de Componentes Principais (PCA) sobre o conjunto total de dados, de maneira a hierarquizar as variáveis de acordo com a importância neste compartimento. Em seguida plotou-se os gráficos.

Os dois componentes principais explicaram juntos 78,628% da variância total dos dados (Tabela 4.21, Figura 4.50). O componente principal 1 foi composto pelas variáveis areia, argila, cascalho, silte, matéria orgânica e nitrogênio total, e explicou 54,762%. A única variável que contribuiu negativamente neste componente foi areia. O

segundo eixo explicou 23,866% e foi negativamente bem correlacionado com as variáveis cascalho e silte.

Tabela 4.21: Correlação das variáveis limnológicas analisadas no sedimento, em ambos os períodos, seco e chuvoso.

Variável	Componente principal 1	Componente principal 2
Areia	-0,916	0,110
Argila	0,908	0,324
Cascalho	0,064	-0,874
Silte	0,193	-0,719
Matéria orgânica	0,877	-0,132
Nitrogênio total	0,901	0,130
% de variação explicada	54,762	23,866

Figura 4.50: Ordenação pela análise de componentes principais (PCA) dos pontos de coleta correspondente as variáveis analisadas no sedimento, durante ambos os períodos (seco e chuvoso). (P = estação de coleta; R = rio; A = área alagável; s = período seco; c = chuvoso).

4.8 Análise do percentual de redução de cargas de nutrientes e DBO do sistema de áreas alagáveis durante o período seco.

Na tabela 4.22 estão apresentados os percentuais de redução de carga de nutrientes e BDO após passar pelo sistema de áreas alagáveis. Nota-se que a maior remoção foi de DBO e PT, com eficiência de 64,10% e 52,91%, respectivamente. O nitrogênio total apresentou 48,9% de eficiência e o nitrato com 2,49%.

Tabela 4.22: Percentual (%) de redução de carga de Nitrogênio orgânico total (NT), nitrato (N-NO₃⁻), fósforo total e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) após passar pelo sistema de áreas alagáveis.

Variável	Entrada (Kg.dia ⁻¹)	Saída (Kg.dia ⁻¹)	Acumulado (Kg.dia ⁻¹)	Redução %
NT	2,540	1,296	1,244	48,97
N-NO ₃ ⁻	1,524	1,486	0,038	2,49
PT	0,161	0,076	0,085	52,91
DBO	12,751	4,577	8,174	64,10

5.1 Aspectos hidrometereológicos, topográficos e morfométricos da planície.

A heterogeneidade da planície de inundação do rio Jacupiranguinha, com variados sistemas aquáticos lânticos temporários ou não, e ambientes lóticos que se interagem ou não com os lânticos, torna difícil a realização de uma adequação sistêmica dos processos de funcionamento desses corpos d'água, sem levar em consideração o conhecimento dos fatores que contribuem para a manutenção do equilíbrio do sistema. Esses fatores podem ser considerados sob três aspectos fundamentais, a saber: o aspecto climatológico, como a temperatura e o regime de chuvas; os aspectos geomorfológicos e hidrológicos que vão conduzir a uma abordagem mais real dos princípios que regulam os padrões físico-químicos e biológicos da área da planície.

O regime de chuvas da região apresentou grandes variações ao longo do período de estudo. Percebe-se claramente que o período de águas baixas ocorre durante os meses mais frios do ano (maio a setembro), enquanto que, os maiores níveis coincidem com períodos de elevadas temperaturas (dezembro a começo de abril) (Figs. 4.6 e 4.7). As variações dos índices pluviométricos geraram mudanças na velocidade da água, vazão, níveis hidrométricos e, por conseguinte, no transporte de materiais e nas variáveis limnológicas da área de estudo.

Comparando os dados de precipitações pluviométrica da região, com os de vazões do rio Jacupiranguinha, nota-se que houve uma interferência do regime de chuva na dinâmica hidráulica do sistema. Este fato foi comprovado pela boa correlação encontrada nos dados de precipitações com os de vazões ($r = 0,51$; $n = 156$; $p < 0,05$, Anexo D), esses resultados corroboraram com os dados encontrados por Moccellini (2006) na mesma região. Ainda a despeito destas variações do regime de chuvas com as mudanças na dinâmica hidráulica, pode-se observar forte relação entre a precipitação e os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha. Durante o período de grandes precipitações, oscilações nos níveis hidrométricos de até 3,65 m no rio foram registradas. A relação destas duas variáveis com a precipitação, também, foram demonstradas por diversos autores na planície de inundação do rio Mogi-Guaçu

(KRUSCH, 1989; BALLESTER, 1994). Petracco (2006), por exemplo, demonstrou incremento da vazão do rio Mogi-Guaçu quando as precipitações acumuladas foram mais intensas na região da planície. Thomaz et al. (1997) encontraram que os maiores níveis hidrométricos no Alto rio Paraná coincidem com períodos de elevadas temperaturas e maior pluviosidade.

As planícies de inundação ocorrem em trechos onde a declividade (cm/km) do percurso do rio é extremamente pequena e as áreas terrestres contíguas apresentam topografia plana ou com gradiente pouco acentuado (HENRY, 2003). A declividade do percurso do rio Jacupiranguinha está entre 0% e 5% (Fig. 4.3 e 4.4) e a topografia da área em estudo, isto é, o relevo, é suavemente ondulado, como pode ser observado na Fig. 4.5, o que propicia um escoamento rápido e uma inundação esporadicamente generalizada na área, dependendo da cota topográfica.

Com relação às interações laterais entre rios e planícies de inundações sabe-se que são extremamente importantes em rios anastomados e, principalmente, em rios meândricos (WARD e STANFORD, 1995), como é o caso do rio estudado. De acordo com Junk et al. (1989) as áreas alagáveis que fazem parte de ecossistemas ligados a rios de planícies de inundações estão sujeitas a alagamentos periódicos. Esses alagamentos são mantidos por mecanismos de pulsos representados pelas flutuações periódicas do nível d'água, sendo que esses pulsos têm sido considerados como a principal fonte diretora que determina a natureza e a produtividade biológica do sistema rio-planície de inundação.

As áreas alagáveis da planície na microbacia em estudo não apresentam comunicação permanente com o rio Jacupiranguinha, normalmente, se encontram em níveis mais elevados da planície, necessitando que o rio atinja uma determinada altura (cotas hidrométricas) para que o transbordamento lateral ocorra e a planície fique conectada com o rio. As lagoas da planície, portanto, apresentam uma conexão temporária com o rio Jacupiranguinha e, de acordo com Ward e Stanford (1995), lagoas que situam-se em locais mais distantes do rio podem ser denominadas de lagoas marginais.

Outras áreas de planície de inundação no Brasil apresentam este comportamento, podendo citar as lagoas da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu, as lagoas da planície fluvial do alto rio Paraná e as lagoas do Taim na região do rio Grande do Sul. Paz (2003), por exemplo, encontrou no banhado do Taim (RS), uma região extremamente plana e com velocidades de escoamento baixa que a topografia tem

importância sobre a hidrodinâmica do banhado. O autor relata que como as profundidades das lagoas são muito pequenas, pouca variação do nível da água é suficiente para que determinadas áreas do banhado fiquem secas ou não, o que altera, substancialmente, o padrão da circulação da água na região.

Desse modo, através das réguas instaladas no rio Jacupiranguinha e do levantamento topográfico realizado na área de estudo pôde-se chegar aos possíveis níveis hidrométricos de transbordamento deste rio para o sistema de áreas alagáveis. Quando os níveis hidrométricos do rio atingem a cota mínima de 2,474 m o rio transborda e a água adentra para o sistema de áreas alagáveis inicialmente na região A (entrada do sistema de áreas alagáveis, estação 2, Fig. 4.7), isto é, a parte mais baixa da área em estudo. Em contrapartida, quando o rio atinge níveis hidrométricos maiores do que 2,872 m, provavelmente, transborda em outros locais da planície (região B) e leva um tempo para alcançar as lagoas. Deste modo, pôde-se verificar que o escoamento na planície, quando o rio atinge estas cotas não é unidirecional, no entanto, estudos demonstrando este acontecimento precisam ser melhores investigados. Além disso, pode-se verificar próximo a estação de coleta 11, canal de saída do sistema, que quando os níveis hidrométricos alcançam valores maiores do que, aproximadamente, 2,901 m pode ocorrer refluxo, isto é, a água do rio Jacupiranguinha entra pelo canal de saída do sistema de áreas alagáveis e transborda pelo barranco.

Assim, quando o rio Jacupiranguinha alcança estes valores de cotas topográficas, uma vazão considerável aporta para dentro do sistema de áreas alagáveis (vazão de inundação). Mesmo não medindo a vazão no sistema de áreas alagáveis, mas utilizando-se de cálculos, pôde-se chegar ao volume de água que, provavelmente, alcance as lagoas do sistema de áreas alagáveis quando ocorre o transbordamento. Volume de até o dobro do encontrado na batimetria das lagoas I e II durante o período seco (17.292 m^3) pode ser observado com o transbordamento (53.000 m^3). Cabe ressaltar que, provavelmente, parte deste volume que atingiu a superfície da planície pode ter sido retida em depressões do terreno, parte pode ser infiltrada e o restante escoar pela superfície conforme sugerido por Pinto et al. 1973.

Desse modo, provavelmente, este volume de água aportando para dentro da planície deva ter influenciado na velocidade do escoamento, no tempo de residência (ou detenção), na profundidade e, conseqüentemente, na capacidade de armazenamento e ciclagem de nutrientes nas lagoas do sistema de áreas alagáveis. De fato, de acordo com Depettris *et al.*, 1992 apud Neiff, (1999) quando ocorre o transbordamento a velocidade

de escoamento nas planícies dos rios pode diminuir a menos da décima parte do valor registrado no curso principal do rio. Contudo, neste estudo não foi avaliada a velocidade de escoamento. Por outro lado, pelas observações de campo na coleta de janeiro/05 pode ser observado que as lagoas I e II do sistema de áreas alagáveis realmente passaram de ambientes lânticos a semi-lóticos.

Portanto, no período de grandes precipitações, diferentes correntes de água podem atuar no sistema de áreas alagáveis, dependendo dos níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha. Enquanto que, no período seco, apenas o córrego Serrana (estação de coleta 3) está contribuindo para o sistema de áreas alagáveis. A vazão média desta estação no período seco foi de $0,025 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, enquanto que, no chuvoso (coleta de janeiro/05) foi de $0,480 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Já na desembocadura do canal de saída (estação 11) a vazão média durante o período seco foi de $0,023 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, enquanto que no chuvoso foi possível registrar vazões apenas nos dias em que não houve refluxo (água do rio Jacupiranguinha aportava para o sistema de áreas alagáveis), dia 19/01/05 com $0,088 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e no dia 23/01/05 com $0,486 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Nos dias de refluxo a vazão do rio Jacupiranguinha foi de $54,327 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, no dia 21/01 e $45,396 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, no dia 22/01. Cabe ressaltar que, diferenças entre as vazões do córrego Serrana (entrada constante para o sistema, estação 3) e as vazões do canal de saída (estação 11), durante o período em que não houve refluxo (Fig. 4.8), sugerem o volume de água armazenado no sistema de áreas alagáveis num determinado tempo.

De acordo com Schäfer (1985), as características morfométricas de um ecossistema aquático condicionam fortemente a interação entre os compartimentos do sistema, exercendo marcante influência sobre o seu metabolismo. Segundo Von Sperling (1999) as características morfométricas de um lago ou reservatório é fundamental para um conhecimento básico sobre a estrutura do corpo de água e para uma melhor compreensão da maneira como os parâmetros morfométricos atuam sobre o funcionamento do ecossistema aquático. Diversos autores têm enfatizado que os processos que ocorrem em áreas alagáveis são governados por um conjunto de fatores dependes da morfometria e composição da paisagem (Raisin e Mitchell, 1995; Trepel, 2002). A morfologia de um ambiente aquático exerce influência nas suas características limnológicas bem como afeta os padrões de mistura da coluna de água, o conteúdo de calor e o tempo de residência da água. (Cole, 1983).

A batimetria realizada nas duas lagoas (I e II) parece representar, nitidamente, o exposto acima. Observa-se que a diferenciação entre os relevos de fundo das duas

lagoas do sistema de áreas alagáveis (lagoas I e II), evidenciados especialmente durante o período seco nos mapas batimétricos, revelou maior acúmulo de sedimentos na lagoa I, o qual recebe, inicialmente, influência do pulso de inundação do rio Jacupiranguinha durante o período chuvoso. O maior depósito de sedimentos nesta região da área alagável (especialmente na estação 4, localizado mais próximo do local onde ocorre o transbordamento inicial), suscitou a hipótese da mesma funcionar como uma zona de amortecimento de pulsos. De fato de acordo Pinay et al. (1997); Perterjohn e Correl, (1994) Apud Henry (2003) essas áreas tem importantes funções, entre elas como redutores/amortecedores de inundações e como agentes filtradores naturais da poluição difusa.

Os parâmetros morfométricos das lagoas I e II, localizadas na planície em estudo, apresentaram diferenças entre elas durante a batimetria realizada em outubro/04. As principais diferenças foram quanto ao volume, comprimento máximo, área e largura, sendo que os valores da lagoa I, que é conectada primeiramente com o rio Jacupiranguinha, foram maiores. No período seco, quando foi realizada a batimetria, as profundidades das duas lagoas eram relativamente pequenas, no entanto, a profundidade da lagoa I foi maior, com quase o dobro do valor da lagoa II. Com relação a esta variável Von Sperling (1999) cita que lagoas com baixas profundidades apresentam condições morfológicas favoráveis ao estabelecimento de circulações completas, os quais acarretam trocas frequentes de materiais entre a superfície e o fundo, o que pode propiciar mistura da coluna de água. De fato, não foram observadas nas lagoas I e II do sistema de áreas alagáveis investigados estratificação térmica, principalmente, no período considerado seco. O mesmo autor salienta que esses parâmetros morfométricos sofrem alterações com o tempo, devido ao assoreamento, clima, eutrofização, processos de sedimentação, entre outros, tanto de natureza física quanto biológica, provoca a diminuição da profundidade máxima, modificando consequentemente o desenvolvimento do volume. Ward e Stanford, (1995) mencionam que a alternância no fluxo lateral de água do rio para ambientes “conectados”, como é o caso do sistema de áreas alagáveis investigados, leva à expansão e retração sazonal das lagoas da planície, e consequentemente, mudam as características morfométricas e limnológicas das mesmas.

Outro fator que corrobora com estas mudanças foi mencionado por Henry (2005) estudando a conectividade do rio Paranapanema com duas lagoas laterais na zona de desembocadura na represa de Jurumirim. O autor destacou que a variabilidade em

volume e área de superfície de duas lagoas está diretamente influenciada pelo pulso hidrológico, com níveis hidrométricos variando de 2,4 a 3,0 m.

Na planície de inundação do rio Jacupiranguinha tal variabilidade morfométrica também foi observada, embora não tenha sido realizada a batimetria durante o período que ocorreu a conectividade. Nota-se através dos valores dos níveis hidrométricos que as lagoas do sistema de áreas alagáveis apresentaram um aumento nos níveis hidrométricos de até o dobro na régua quando houve a conectividade. Variações de 1,5 m até 3,0 m foram encontradas nas régua instaladas (Fig. 4.11). Trabalhos realizados nas lagoas do rio Mogi-Guaçu também verificaram esta variabilidade morfométrica influenciada pelo regime de pulso, podendo destacar os de Guerreschi e Gesser, (2000); Krusch, (1989) e Perez e Senna, (2000).

5.1.1 Regime de Pulso – *software* PULSO e suas interferências.

A hipótese de que o regime de pulso representa o fator chave para a dinâmica espaço-temporal dos rios e das planícies de inundação tem sido adotada com frequência por diversos pesquisadores (JUNK, 1989; HENRY, 2003; MALTCKIN, 2004; NEIFF 1999; THOMAZ et al. 1997).

Segundo Neiff (1999) a dinâmica dos rios e das planícies de inundação é afetada ou condicionada de distintas maneiras pelos atributos da função FRITAS (Tab. 1, Anexo A).

A frequência, intensidade e a duração de ambas as fases (potamofase e limnofase) dependem da posição topográfica das ilhas do rio, pois, em cada ponto da planície inundada, os efeitos de uma mesma crescente são potencialmente distintos (Neiff, 1996). Segundo Junk e Welcomme, (1990) a amplitude, duração e frequência da inundação em sistemas rio-planície de inundação dependem também da quantidade e distribuição da precipitação, clima, geomorfologia, tamanho do rio e vegetação na área de drenagem.

Na planície de inundação em estudo foram observadas diferenças nos atributos da *f* FRITAS, para os níveis hidrométricos considerados (2,47m e 2,97m), os quais puderam ser analisados e discutidos de acordo com os resultados gerados pelo software PULSO (NEIFF e NEIFF, 2003). Cabe ressaltar que o software foi utilizado apenas no

período de estudo (outubro de 2004 a julho de 2005), pois não havia dados posteriores na região para poder utilizar uma série maior.

Assim, para o nível de transbordamento de 2,47 m pôde-se notar que o rio Jacupiranguinha esteve conectado com a planície com uma frequência de 5 vezes, isto é, foram observados 5 pulsos completos. Desses 5 pulsos, 1 foi observado exatamente durante o período de coleta, no dia 21/01/05 até dia 27/01/05, com a maior intensidade 3,65 m nos dias 24 e 25/01/05. Para o nível de transbordamento de 2,97 m foram observados 3 pulsos. Com este valor pode-se supor que numa frequência de 3 vezes a água do rio Jacupiranguinha aportou para o sistema de áreas alagáveis pela região B. Além disso, a água do rio Jacupiranguinha, nesta cota topográfica, causa um refluxo e transborda pelo barranco no canal de saída (estação 11) inundando a região D (ver Fig. 4.5). Henry (2005) verificou 2 pulsos na conectividade do rio Paranapanema com as lagoas Coqueiral e Camargo na desembocadura do reservatório de Jurumirin no ano de 1998. O primeiro que se estendeu de 18 de fevereiro a 8 de abril (50 dias de duração) e outro detectado no período de 03 de outubro a 06 de dezembro (63 dias de duração).

Durante o período de estudo pode-se observar que o número de dias em potamofase (11) foi muito menor quando comparado ao de limnofase (143). Entretanto, estes dias foram suficientes para mudar as características da planície, em especial das lagoas localizadas no sistema. A sazonalidade da potamofase no rio Jacupiranguinha ocorreu em dezembro, janeiro, março e maio, enquanto que, os períodos de limnofase foram maiores: de outubro a dezembro; fevereiro; abril; junho e julho. De acordo com NEIFF (1999) nos períodos da potamofase são produzidos fluxos horizontais (água, sedimento e minerais) desde o curso do rio até a planície de inundação. Enquanto que na limnofase, o fluxo (nem sempre transversal ao curso do rio), leva informação desde a planície até o leito do rio. Assim estes fluxos apresentam grande influência para a planície de inundação. Nesta pesquisa nos períodos de potamofase foram observados fluxos horizontais (principalmente de nutrientes), desde o curso do rio Jacupiranguinha até as lagoas I e II localizadas na planície.

O rio Jacupiranguinha apresentou um regime de inundação plurimodal, ou seja, as condições potenciais de ocorrência de inundação na planície ocorrem em um período de ano sob pulsos de rápida duração. Este tipo de regime não foi observado por Krushe (1989), para o rio Mogi-Guaçu o qual registrou um regime de inundação unimodal com pulsos de rápida duração nos períodos de novembro a abril. Já na planície de inundação do rio Paraná, Thomaz et al. (1997) registraram um regime polimodal com pulsos de

longa duração durante o período de águas altas, no entanto, o autor salienta que estas fases variam consideravelmente entre os anos.

Petracco (2006) utilizou o software PULSO (NEIFF e NEIFF, 2004) e considerou a vazão de $498 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ para o transbordamento do rio Mogi-Guaçu na lagoa do Óleo e obteve doze dias em potamofase entre janeiro e fevereiro/03, e oito dias em fevereiro e março/04 e onze dias entre janeiro e março/05 numa escala de janeiro/03 a março/05. Essa mesma autora atribuiu às alterações ocorridas nas características limnológicas e bioquímicas da lagoa do Óleo em decorrência do pulso de inundação, e que essas alterações influenciam direta e indiretamente a produção primária de *Egeria najas* e *Utricularia breviscapa*. Maltchik et al (2004), também apontaram à importância dos eventos de inundação (potamofase e limnofase) na sucessão ecológica das comunidades de macrófitas em uma lagoa no sul do Brasil. Bai et al. (2005) verificaram que, na planície de inundação do semi-árido na China, a frequência da inundação influencia significativamente as funções ecológicas da planície, tais como, retenção de nutriente e manutenção da qualidade d'água nas planícies de inundação.

Os pulsos do rio Jacupiranguinha, com pequenas fases de potamofase, podem ser pequenos se comparados a de grandes rios, no entanto, podem modificar intensamente as características físicas, químicas e biológicas dos sistemas (JUNK et al. 1989). Na tabela 5.1 adaptada de Schnack et al., 1995, apud Neiff (1999) pode-se verificar alguns eventos que ocorrem nos rios e nas planícies de algumas regiões e a do presente estudo que estão associados aos atributos da função FITRAS durante a potamofase e limnofase. Estas variáveis serão discutidas no próximo sub-item.

Tabela 5.3: Eventos do rio e da planície associados aos atributos da função FITRAS. (adaptado de Schnack et al., 1995, apud NEIFF 1999).

Tipo de evento associado ao regime pulsátil	Atributo FITRAS		Autores
LIMNOFASE			
Exposição de sedimentos na planície de inundação	amplitude	+	1 e 3
	intensidade	+	
Colonização de sedimentos expostos por vegetação herbácea	recorrência	+	3
	estacionalidade	+	
Colonização de sedimentos expostos por vegetação lenhosa	amplitude	+	3
	tensão	+	
Aumento da concentração de nutrientes nas lagoas da planície	amplitude	+	3 e 5*
Aumento da produtividade primária nas lagoas da planície	amplitude	+	
Iniciação das migrações de peixes desde as lagoas da planície até o rio	intensidade	+	2
	estacionalidade	+	
Aumento das concentrações de carbono orgânico particulado no rio	intensidade	+	4
Aumento do conteúdo de oxigênio do rio	intensidade	+	
Fragmentação dos hábitos aquáticos da planície, restabelecimento de comunidades lótic	amplitude	+	3
	intensidade	+	
	lênticas	tensão	
Potamofase			
Transporte e depósito de sedimentos na planície	intensidade	+	1 e 5*
	amplitude	+	
Decomposição de matéria orgânica terrestre, acumulação de detritos e aumento da atividade bacteriana nos sedimentos	intensidade	+	2,4 e 5*
	amplitude	+	
Integração de habitats aquáticos da planície, predominância de comunidades reófilas	amplitude	+	3
	intensidade	+	
	tensão	+	
Aumento da concentração de carbono orgânico dissolvido no rio	intensidade	+	4
Diminuição da produtividade primária nas lagoas da planície, aumento da turbidez	Intensidade	+	
Diminuição da concentração de nutrientes na água	intensidade	+	1 e 3
Migrações de retorno de peixes aos lagos da planície	intensidade	+	
	estacionalidade	+	2

O sinal + ou - refere-se à correlação estimada ou inferida entre o evento e o atributo.

1. Drago (1994)

2. Quirós (1990)

3. Neiff (1990b, Neiff et al., 1994)

4. Paolini (1990)

5* Este estudo

Schnack et al. (1995) compararam o regime dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai, e concluíram que existem claras diferenças entre a *f* FITRAS dos três rios e entre as fases de seca e inundação de cada um. No rio Paraná, por exemplo, as secas são mais frequentes e tendem a acontecer em uma mesma época do ano, em especial no período

1904-1960, duram mais que nos outros rios, no entanto são menos intensas. Por outro lado, no rio Uruguai a frequência, recorrência e duração dos eventos secos são menores, pois suas intensidades são maiores, próximas ao extremo histórico.

Comparando estes resultados com o regime de pulso do rio Jacupiranguinha numa série temporal de menos de um ano (dezembro/04 a julho/05) pode-se inferir que as secas no rio Jacupiranguinha são mais frequentes (143 dias em limnofase), no entanto, não se pode inferir se tendem a acontecer na mesma época, pois, um estudo histórico é necessário.

Neiff e Poi de Neiff (2003) propuseram uma taxa entre os números de dias de inundação (potamofase) e o número de dias com a desconexão (limnofase) entre áreas alagáveis e o rio para estimar a conectividade fluvial. Estes mesmos autores afirmam que esta conectividade do rio numa série de tempo, é um indicador da continuidade nos fluxos de informações (nutrientes e sedimentos, por exemplo) entre lagoas e rios e podem ser comparados com número de espécies, abundância ou tamanho da planta (crescimento de *Eichhornia crassipes*, por exemplo, é limitado pelo nitrogênio). O coeficiente de conectividade fluvial do presente estudo retornou um valor de 0,076 para o nível de 2,47 m e um coeficiente de 0,040 para o de 2,97 m. Desse modo, a associação entre as lagoas do sistema de áreas alagáveis com o rio Jacupiranguinha parecem ser suficientes para manter a continuidade nos fluxos de informações, embora pequena quando comparadas a grandes rios. Além disso, este coeficiente parece ser suficiente para o desenvolvimento das espécies de macrófitas existentes na planície de inundação da área em estudo. No entanto, cabe ressaltar que as lagoas da planície também recebem um aporte de nutrientes tanto do córrego Serrana como da área de entorno, o que parece também contribuir para o fluxo de nutrientes na área.

De acordo com o exposto acima, principalmente, no que diz respeito aos eventos observados associados ao regime de pulso, pode-se concluir que regimes de pulsos (observados durante o período de maiores precipitações) mesmo com rápidas durações, podem provocar alterações na quantidade e qualidade das águas das planícies, pois modificam a profundidade e a hidrodinâmica das lagoas, alterando as características físicas e químicas da água, do sedimento e de toda a biota existente. Abaixo discutem-se a influência do regime de pulsos nas características físicas, químicas da água e do sedimento e a relação com a dinâmica espaço-temporal.

5.2 Características físicas e químicas da água e relação com a dinâmica espaço-temporal

Neiff (2001) salienta que as oscilações dos níveis hidrométricos, durante o regime de pulso, influenciam diretamente a velocidade da água, profundidade dos ambientes aquáticos e a área superficial da planície submetida a alagamento. Os resultados destas alterações estão associados às mudanças das características limnológicas, ao balanço dos processos de produção e respiração e aos padrões de ciclagem de nutrientes dos vários habitats da planície e da calha do rio principal como observado na tabela acima.

Além disso, os diferentes graus de conectividade (ou de isolamento) entre os habitats da planície e o rio principal e os diferentes períodos de tempo que um determinado habitat permanece em potamofase ou limnofase, também, são diferentes fatores que determinam extensa variação espacial e temporal das características físicas e químicas da água nos sistemas rios-planícies de inundação (THOMAZ et al 1997; NEIFF, 1990).

Neste trabalho as variáveis físicas e químicas da água analisadas, na área em estudo, apresentaram grande amplitude de variação sazonal e espacial. De fato, as análises estatísticas realizadas para verificar diferenças sazonais e espaciais indicaram que as estações de coleta são significativamente diferentes entre as épocas de seca e cheia e entre elas, respectivamente (Tab. 1 e Tab. 2, do anexo D).

Para a transparência da água no sistema de áreas alagáveis, houve uma redução com a elevação dos níveis hidrométricos e dos índices pluviométricos, registrando os maiores valores durante o período seco (outubro/04 e julho/05), sendo esta diferença atribuída, provavelmente, à entrada do rio Jacupiranguinha para dentro do sistema de áreas alagáveis durante o regime de pulso, que ocasiona turbulência na água responsável pela ressuspensão de materiais no interior do corpo d'água. Além disso, nos períodos de maiores precipitações, há um maior aporte de sedimentos (ou material alóctone) advindos da área de drenagem por meio do escoamento superficial (poluição difusa) que também podem estar contribuindo para os menores valores de transparência no período chuvoso. Esta relação inversa entre transparência da água e níveis hidrométricos, também, foram registrados por diversos autores em diferentes rios-planícies de inundação: rio Amazonas por Junk et al., (1997), rio Paraná e Ivinhema, registrados por

Thomaz et al. (1992), rio Mogi-Guaçu estudados por Peres e Senna, (2000); Suzuki e Esteves (2000) e no rio Uruguai observados por Di Pérsia e Neiff, (1986).

A temperatura da água, que é uma variável de grande importância para os ecossistemas aquáticos, por exercer influência no metabolismo das comunidades, como por exemplo, a produtividade primária, a respiração e a decomposição da matéria orgânica (Wetzel, 1993) contribuíram para diferenças sazonais, como apresentado pela PCA, Fig. 4.44. De acordo com Hynes (1970), a variação na temperatura da água está relacionada com o meio aéreo circundante, com valores mais elevados nos meses quentes e mais baixos nos meses mais frios. A área de estudo, em especial, o sistema de áreas alagáveis, apresentou tal variação, com temperaturas mais elevadas registradas nos meses de outubro (primavera), janeiro (verão) e abril (outono) e as menores em julho (inverno). Esses dados são comparáveis a pesquisas anteriores realizadas na região por Moccellim (2006) na microbacia do rio Jacupiranguinha e Domingues (2002) na microbacia do rio Betari, ambos na região do Vale do Ribeira. Os perfis verticais de temperatura da água não indicaram estratificação térmica. Os valores, na maioria das estações, mantiveram a coluna d'água homogênea. Essa homogeneidade, provavelmente, é devido às características morfológicas das lagoas (rasas), além de outras forças externas como o fluxo d'água que aporta para o sistema durante o regime de pulso e os ventos na região que podem provocar a circulação do sistema aquático.

A depleção das concentrações de oxigênio dissolvido no sistema de áreas alagáveis é condizente com características de ambientes lênticos, sendo bem menores do que nas estações localizadas fora do sistema (1, 2, 3 e 11). Este fato se deve, provavelmente, as macrófitas aquáticas presentes nesta região. De acordo com Junk e Welcomme (1990), o oxigênio em áreas inundáveis é rapidamente absorvido por microrganismos consumidores, os quais decompõem a abundante matéria orgânica autóctone (produzidas pelas macrófitas) e alóctone retida nesta área. Ao mesmo tempo, as altas concentrações de oxigênio dissolvido observada nas estações 1, 2, 3 e 11 ratificam o papel da turbulência na oxigenação dos corpos d'água. Outro fato de destaque nas concentrações de OD foram às oxiclina observadas nas estações de coleta do sistema de áreas alagáveis, tanto no período seco como no chuvoso; no período chuvoso a oxiclina foi menor, mantendo-se totalmente anóxica a coluna d'água, provavelmente, devido à entrada de material alóctone proveniente do rio Jacupiranguinha e da área de entorno. As concentrações de oxigênio dissolvido tenderam a diminuir na época das chuvas intensas. A grande quantidade de matéria

orgânica carregada para os sistemas intensifica os processos biológicos, ou seja, o metabolismo dos organismos é mais intenso, provocando um maior consumo de oxigênio (GUERESCHI e FONSECA-GESSENER, 2000). De acordo com Neiff (1999), no começo da potamofase (que neste estudo ocorreu em janeiro/05) realmente ocorre um esgotamento do oxigênio e aumento do CO₂. Os aportes de matéria orgânica das áreas adjacentes provocam uma diminuição nas concentrações de oxigênio e, conseqüentemente, aumento das concentrações de CO₂ devido à oxidação da matéria orgânica.

O pH manteve-se alcalino durante todo o período, apresentando uniformidade espacial. Por outro lado, foi observada variabilidade temporal, com valores maiores no período seco e menores no chuvoso. Resultados semelhantes foram obtidos por Lopes-Ferreira (2000), em uma área alagável do rio Atibaia no município de Americana, SP. Cabe ressaltar também que estes valores alcalinos podem ser advindos da formação geológica da região. Domingos (2002), em estudo no rio Betari – Alto Vale do Ribeira – verificou valores de pH alcalinos (7,0 a 8,5), salientando que a região é caracterizada por ser uma área cárstica. Esses valores alcalinos e relativamente constantes obtidos nesta pesquisa, tanto nas estações localizadas no rio quanto nas estações do sistema de áreas alagáveis (4 a 10), podem ser atribuídos, também, à maior capacidade de tamponamento destes ambientes, expressa pela alcalinidade total, que apresentaram concentrações médias de 33, mg.L⁻¹, nas estações 1 e 2 e concentrações médias maiores no sistema de áreas alagáveis, 63,0 mg.L⁻¹.

A condutividade elétrica da água está diretamente relacionada com a quantidade de materiais dissolvidos presentes, sendo considerada um bom indicador da poluição das águas. No período de maiores precipitações, os quais também foram observados os maiores níveis hidrométricos, foram registrados os menores valores de condutividade, devido, possivelmente, ao efeito de diluição. Maiores valores foram registrados no período de estiagem, corroborando com os valores encontrados por Moccellini (2006) no mesmo rio. Esse fato pode estar relacionado com a entrada de alguns tributários, principalmente um efluente de uma empresa de fertilizantes (localizada a montante da estação de coleta 2), que fazem com que os valores de condutividade elétrica mantenham-se extremamente superiores ao esperado para águas naturais (100 µS.cm⁻¹). Pode-se observar também, através dos perfis verticais, que em ambos os períodos (período seco e chuvoso) os valores tenderam a aumentar com a profundidade. Essa característica pode estar relacionada ao fato de que quanto maior as proximidades com o

sedimento, maiores são os processos de decomposição e redução e isso aumenta a disponibilidade de íons para a coluna d'água. MOSCHIRO-CARLOS et al. (1998), também encontraram perfil vertical semelhante em uma lagoa marginal ao rio Paranapanema – SP, e atribuíram as mesmas causas os valores de condutividade maiores na região de fundo.

O potencial de oxi-redução determina a característica do ambiente, se redutor ou oxidante, controlando inúmeros processos químicos que ocorrem na natureza, por exemplo, um rápido decréscimo do potencial redox da água e esgoto pode ocasionar um processo biológico anaeróbio. Os valores de potencial redox (Eh), no sistema de áreas alagáveis, na sua maioria negativo, apresentaram este decréscimo através dos perfis, com valores menores na interface água-sedimento. De fato, sistemas de áreas alagáveis apresentam estas características redutoras as quais influenciam no processo de desnitrificação e nitrificação. Este último é o principal mecanismo de transformação, o qual reduz a concentração de amônia em muitos sistemas de áreas alagáveis, reduzindo o nitrogênio amoniacal a nitrato (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As concentrações de sólidos suspensos totais apresentaram um padrão de variação sazonal durante o período de estudo. Maiores concentrações foram registradas na potamofase, principalmente, no sistema de áreas alagáveis, (Fig. 4.24 e 4.42). Nota-se ainda que, durante este período, as concentrações de sólidos suspensos inorgânicos foram às frações predominantes na maioria das estações. Estas características devem estar relacionadas com o aporte de materiais finos a montante, considerando a bacia de drenagem que, posteriormente, são transportados para o sistema de áreas alagáveis durante o transbordamento. Rocha (2001) encontrou concentrações de sólidos inorgânicos maiores nos rios Baía e Corutuba na planície fluvial do alto Paraná, durante o período de cheias, e atribuiu este resultado a influência do rio Paraná durante o período em que houve conectividade hidrológica, que carrearam quantidades significativas de materiais para a planície dos rios Baía e Corutuba.

Com relação à estação de coleta 10 ter apresentado, durante todos os períodos amostrais, as maiores concentrações de sólidos, exceção apenas para o mês de abril/05, se deve ao fato, desta estação ser um canal de saída pequeno, cheio de macrófitas aquáticas flutuantes (*Pistia stratiotes*) em processo de decomposição, o que faz com que as concentrações se elevam (ver Fig. 3.14). Este fato também é explicado pela impossibilidade de se medir a transparência na água.

Quanto aos nutrientes encontrados nos ecossistemas, eles podem ser derivados de fontes pontuais e difusas. Os nutrientes de fontes pontuais são mais facilmente controlados e detectados quando comparados com os de fontes difusas (von SPERLING, 1996). De acordo com House e Denison (1997), as concentrações de fósforo podem ser mais influenciadas por fontes pontuais (como por exemplo, efluentes domésticos e industriais) e as formas de nitrogenadas por fontes difusas.

O rio Jacupiranguinha recebe cargas pontuais de nutrientes - provenientes de efluentes domésticos e industriais, e difusas - advindos das atividades da área de entorno, onde é observada a presença de pastagens e produção agrícola - no período de grandes precipitações. Desse modo, pode-se atribuir as variações nas concentrações de nutrientes a estes fatores. Porém, à dinâmica dos nutrientes no sistema de áreas alagáveis, também parece ser influenciada pelas mudanças no regime de pulsos, verificados através do aumento dos níveis hidrométricos que, quando somados a densidade de plantas nestas áreas, são os principais responsáveis pela dinâmica dos processos bióticos e abióticos no meio aquático, que por sua vez, alteraram as concentrações de nutrientes no sistema.

O aumento da conectividade entre os habitats de planícies de inundação, decorrentes dos pulsos, potencializa as trocas de organismos e materiais (STRIPARI e HENRY, 2002). Acredita-se que os ambientes da planície recebam nutrientes inorgânicos do rio principal e exportem matéria orgânica para este último (JUNK et al., 1989). Segundo Huszar (1994), o ingresso das águas de rios de planície de inundação para muitas lagoas marginais em bacias hidrográficas configura-se em um evento de aporte de nutrientes análogo à circulação de primavera em ambientes lacustres de regiões temperadas, o que pode explicar o aumento das concentrações de nutrientes durante o período de regime de pulso.

Quanto às concentrações da série nitrogenada observam-se valores maiores no sistema de áreas alagáveis, principalmente, no período de grande precipitação. Esse fato pode ser atribuído tanto ao aporte deste nutriente durante o regime de pulso (transbordamento), como também aos processos internos de reciclagem (nitrificação e desnitrificação) e mineralização (HAMILTON e LEWIS, 1987 e Bai et al, 2005). De fato, de acordo com Mitsch e Gosselink (2000) e Gopal (1999), as baixas concentrações de nitrogênio dos ambientes lóticos, de maneira geral, observadas quando comparadas às dos ambientes lênticos de lagoas, indicam o importante papel acumulador de nutrientes destes últimos. Outro fator que pode estar contribuindo para as maiores

concentrações deste nutriente na água das estações localizadas no sistema de áreas alagáveis, durante principalmente o período chuvoso, advém da influência constante do córrego Serrana (estação de coleta 3). Pode-se notar, através das concentrações de nitrato, por exemplo, elevadas concentrações nesta estação durante este período.

Perez e Senna (2000) encontraram dois fatores determinantes que controlam a dinâmica de nitrogênio na lagoa do Diogo, um proveniente do ingresso das águas do rio Mogi-Guaçu na época de cheia e outra do córrego Cafundó na época da seca, corroborando com o encontrado nesta pesquisa, ou seja, a entrada do córrego Serrana para dentro das áreas alagáveis, provavelmente, também esteja contribuindo para a dinâmica de nitrogênio na planície de inundação do rio Jacupiranguinha.

As concentrações de nitrogênio amoniacal, durante o regime de pulso (janeiro/05), apresentaram um comportamento diferente das outras variáveis (Fig. 4.40c). Quando ocorre o transbordamento, isto é, quando os níveis hidrométricos começam a aumentar, as concentrações de amônia diminuem e, posteriormente, quando os níveis diminuem as concentrações aumentam. No entanto, analisando todo período de estudo (Fig. 4.40 a,b), as concentrações desta variável foram similares às outras formas de nitrogênio, isto é, maiores no período de potamofase e menores na limnofase. Desse modo, à depuração deste nutriente no sistema de áreas alagáveis está relacionada com o regime de pulsos, que fertilizam o sistema, com a contribuição do córrego Serrana e com a lixiviação pelo escoamento superficial da área de entorno.

No caso da série fosfatada, o padrão de variação no sistema de áreas alagáveis acompanha o de oscilações nos níveis hidrométricos (Fig. 4.41c), principalmente se avaliarmos os cinco dias de coleta no período em que houve conectividade. Estas variáveis apresentaram correlação significativa ($r = 0,77$; $p < 0,05$, anexo D). Estes resultados corroboram com os encontrados por Thomaz (1992) na planície de inundação do alto Paraná. O autor encontrou forte relação entre os níveis hidrométricos e as concentrações de fósforo total no sistema ($r = 0,62$; $p < 0,02$).

Os maiores valores de fósforo registrados nas lagoas, durante o período em que ocorre o transbordamento, sugerem que o rio Jacupiranguinha seja o maior contribuinte de fósforo. O importante papel que os rios de planície de inundação desempenham na fertilização de lagoas marginais foi demonstrado por diversos autores (Suzuki e Esteves, 2000; Lopes-Ferreira, 2000; Thomaz, 1992).

Diferentemente do nitrogênio, o fósforo não apresentou contribuição significativa do córrego Serrana (estação de coleta 3). As maiores concentrações foram

predominantes da estação de coleta 2 (entrada do sistema de áreas alagáveis) durante o regime de pulso. Dessa maneira, pode-se afirmar que o fósforo no sistema de áreas alagáveis é predominantemente de origem alóctone, através de fluxos horizontais proveniente do rio Jacupiranguinha.

Com relação a grande variação das concentrações de fósforo, principalmente durante os cinco dias de coletas no período em que não houve a conectividade (Fig. 4.41c), sugere-se que ela pode estar associada tanto aos processos de absorção e decomposição pelos organismos como a diferenças na adsorção ao sedimento. Além disso, outros fatores como ventos e radiação solar influenciam esses processos e, por conseguinte, as concentrações deste nutriente na água. De fato de acordo com Wetzel (1993), em sistemas que são fertilizados intensamente, como é o caso do sistema de áreas alagáveis, a resposta geralmente é um aumento rápido da produtividade das algas, que não pode ser mantida de forma contínua, diminuindo rapidamente em poucas semanas ou meses. Desta maneira, têm-se perdas contínuas de fósforo da zona trofогênica, tanto na forma coloidal como por sedimentação de forma continua ou intermitente.

Neiff e Poi de Neiff (2003) salientam que durante o período de desconexão do ecossistema lântico (na limnofase), um aumento nas concentrações de nutriente na água, e na produção primária das plantas pode ser evidenciado. No entanto, neste estudo não ficou evidente o aumento nas concentrações de nutrientes na água depois da desconexão, provavelmente porque as concentrações de nutrientes que aportam para o sistema são muito elevadas.

As elevadas concentrações de fósforo total detectadas no ponto 2, rio Jacupiranguinha, podem ser resultantes do lançamento de efluente rico em compostos fosforados proveniente de um Complexo Industrial Químico produtor de fertilizantes (superfosfato), além dessa região apresentar uma fonte de fosfato (site: <http://www.bunge.com.br/noticias/>), o qual pode ter contribuído também para os altos valores de condutividade elétrica observados neste ponto.

As concentrações de sílica apresentaram um padrão de variação ao longo do período de estudo, que pode estar relacionado com a flutuação dos níveis hidrométricos. Maiores concentrações, de maneira geral, foram encontradas em janeiro/05, provavelmente, devido à ressuspensão do sedimento da lagoa, época em que também ocorre maior precipitação. Além disso, pode ocorrer a mineralização do capim. Outro fator que pode estar contribuindo para estas maiores concentrações são as comunidades

de fitoplâncton. De fato, Brigante et al. (2003) atribuiu as maiores concentrações de sílica com o aumento da comunidade fitoplanctônica, principalmente diatomáceas, que tem este nutriente como fator limitante para seu crescimento. As baixas concentrações de sílica encontradas, principalmente em julho/05 ($0,260 \text{ mg.L}^{-1}$ a $1,505 \text{ mg.L}^{-1}$), devem-se também, provavelmente, ao potencial de sedimentação de sílica livre ou incorporada (maior taxa de sedimentação das células de diatomáceas devido à diminuição da turbulência).

Tanto a DBO quanto a DQO consiste em uma técnica utilizada para a avaliação do potencial redutor de matéria orgânica de uma amostra, através de um processo de oxidação química ou biológica. Essas reações são influenciadas pela temperatura e pela quantidade de nutrientes na água (Von SPERLING, 1995).

As estações de coletas apresentaram, para estas variáveis grandes variações, tanto no regime de chuva (principalmente janeiro/05) como no período de seca (principalmente julho/05). Diferenças entre as estações localizadas no sistema de áreas alagáveis e entre as estações localizadas no rio não foram evidentes para a DQO. No entanto, comparando estes valores com os estudos de Poi de Neiff (2003) num trecho do rio Negro no Chaco da Argentina observam-se valores similares. Esta autora encontrou valores de DQO de 385 mg.L^{-1} e atribuiu este alto valor ao lançamento de efluente industrial que ocorre próximo a estação de coleta.

Para a DBO maiores concentrações foram observadas no sistema de áreas alagáveis, principalmente nos meses de janeiro/05 e abril/05. Acredita-se que isso ocorra, provavelmente, ao grande aporte de matéria orgânica que é lixiviado para dentro do sistema, além de intenso processo de decomposição, retenção e acumulação. À ausência de mata nativa na área de entorno e a presença de pastagem e agricultura, podem também terem favorecido a entrada de matéria orgânica.

As mudanças no regime hidrológico não foram responsáveis apenas pelo gradiente sazonal, mas também pela heterogeneidade no sistema de áreas alagadas. De maneira geral, os efeitos do regime de pulso aumentam a conectividade entre os ambientes da planície de inundação e do rio Jacupiranguinha, o que leva os mesmos a apresentarem características mais semelhantes durante as águas altas. Esse efeito “homogeneizador” do pulso tem sido sugerido para outras lagoas de planícies por Carvalho et al (2001); Rocha, (2004) e Thomaz, (1997). Neste trabalho ficou evidente este efeito através da PCA e da análise de Cluster para verificar as diferenças espaciais. Nota-se que no período de seca as estações 4, 5 e 6 (lagoa I) e estações 7, 8 e 9 (lagoa

II) foram agrupadas separadamente, enquanto que, no período chuvoso foram unidas. Dessa maneira o regime de pulso faz com que as características físicas e químicas da água nas diferentes estações se assemelham, isto é, fiquem agrupadas (Fig. 4. 48).

Quanto a menor similaridade entre a estação 10 e os outros clusters pode ser atribuída pela sua distância dos pontos que recebem o pulso inicial (4). A energia de um pulso hidrológico diminui com a distância do ponto receptor inicial, criando um gradiente de fluxo que pode determinar gradientes longitudinais das variáveis limnológicas (Whitaker et al., 1995). Whitaker et al. (1995) destacou a importância da vegetação aquática, não somente como fonte de substrato orgânico, mas como barreira física atuante na atenuação dos pulsos hidrológicos em áreas alagadas, contribuindo para a dissipação da energia das cheias. Além disso, a PCA (Fig. 4.66) evidenciou nesta estação maiores contribuições de sólidos suspensos, o que, provavelmente, pode ter contribuído para sua menor similaridade.

5.3 Características físicas e químicas do sedimento e relação com a dinâmica espaço-temporal

Do ponto de vista da ciclagem de matéria e fluxo de energia, o sedimento é um dos compartimentos mais importantes dos ecossistemas aquáticos continentais, apresentando grande concentração de nutrientes passíveis de trocas com o meio. Nele ocorrem processos biológicos, físicos e ou químicos, que influenciam o metabolismo de todo o sistema (ESTEVES, 1998). Desse modo, a análise de compostos físicos e químicos pode ser importante na identificação, no monitoramento e no controle de fontes de poluição (MARGALEF, 1983; ZAGORC-KONCAN e COTMAN, 1996).

A análise granulométrica dos sedimentos das estações localizadas fora do sistema de áreas alagáveis (1, 2, 3 e 11), isto é, rio Jacupiranguinha, córrego Serrana e saída do sistema de áreas alagáveis, revelou que a fração arenosa predominou durante todo o estudo, portanto, pode-se dizer que, o sedimento nestas estações de coleta é homogêneo. Esse fato está de acordo com os dados encontrados por Moccellin (2006) neste mesmo rio. Já para as estações localizadas no sistema de áreas alagáveis (4 a 10) notou-se que a natureza granulométrica variou com o tempo, mesmo não havendo diferenças significativas (Tab. 3, Anexo D), e fez refletir uma resposta desse compartimento às variações sazonais. Comparando-se o período de outubro/04 e janeiro/05, nota-se que, em janeiro (período de precipitação intensa), as diferentes frações tiveram mais bem distribuídas, inclusive com o aumento de cascalho. Tal característica pode ser explicada, principalmente, pela influência do rio Jacupiranguinha (estações 1 e 2) sobre o sistema de áreas alagáveis durante o regime de pulso. Possivelmente ocorre arraste da porção arenosa do rio para as áreas alagáveis.

A tendência de aumento nas concentrações de matéria orgânica dentro do sistema em direção ao ponto 10 revelou um possível acúmulo de matéria orgânica nesta região em razão das menores velocidades de fluxo e da deposição dos detritos provenientes da grande densidade de macrófitas aquáticas. Alguns estudos têm demonstrado o aumento na concentração de matéria orgânica ao longo de um gradiente de fluxo entre áreas ativamente inundadas e aquelas mais protegidas da ação dos pulsos hidrológicos, localizadas mais interiormente aos ecossistemas (Gosselink e Turner, 1978). Além da contribuição dos detritos de plantas vasculares para a concentração de matéria orgânica nos sedimentos da área alagável, os resultados mostraram que a carga de matéria orgânica alóctone através do córrego Serrana (ponto 3), pode ser

significativa. A área de pastagem existente no entorno do córrego constitui-se, também, em uma das principais fontes de matéria orgânica ao sistema.

As baixas concentrações de matéria orgânica registradas nos sedimentos dos pontos localizados no rio Jacupiranguinha (1 e 2) indicaram que a produção de matéria orgânica no sistema de áreas alagáveis é, predominantemente, de natureza autóctone, através da produtividade primária das macrófitas. De acordo com Hammer e Bastian (1986) uma característica marcante das áreas alagáveis é o alto teor de matéria orgânica acumulado no solo e sedimento, dado a alta produtividade destes sistemas. Nos ambientes onde são descarreados efluentes ricos em nutrientes, como é o caso do sistema de áreas alagáveis estudado, a produtividade é ainda maior, e a principal via de produção de matéria orgânica ocorre através das macrófitas aquáticas que se constituem em um importante alimento para grande número de organismos consumidores. Além disso, grande parte do material vegetal não se decompõe rapidamente, contribuindo para a formação de depósitos de detritos orgânicos, incorporados ao sedimento. Segundo Wetzel (1993) os sedimentos são constituídos por matéria orgânica em vários estados de decomposição, partículas minerais e uma componente inorgânica de origem biogênica.

Tendência similar à concentração de matéria orgânica, foi observada para o nitrogênio total. Maiores concentrações de nitrogênio total foram observadas nas estações localizadas no sistema de áreas alagáveis. A análise de regressão linear entre os valores desta variável e os de matéria orgânica retornou um coeficiente de determinação significativo ($r: 0,62$, $p < 0,05$, Anexo D Tab. 4), suscitando a hipótese de a matéria orgânica dos sedimentos do sistema de áreas alagáveis ser, predominantemente, de natureza nitrogenada.

O processo de sedimentação do material em suspensão alóctone é fortemente influenciado por mudanças no regime hidrológico, especialmente pela redução das velocidades de fluxo; pelo tamanho das partículas, característica que determina um gradiente de sedimentação; por mudanças na composição química da água (ex. força iônica) e morfometria da área receptora (Williams, 1990).

Frequentemente, as maiores taxas de liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água ocorrem quando a parte inferior desta encontra-se com baixas concentrações de oxigênio, ou mesmo anaeróbia, fato este observado principalmente para o elemento fósforo (ESTEVES, 1998; DE FELIPPO et al., 1999; WETZEL, 1983).

Neste estudo as concentrações de fósforo total observada nos sedimentos dos pontos do rio Jacupiranguinha indicaram que o aporte alóctone de fósforo ao sistema de

áreas alagadas é significativo. A tendência de redução das concentrações de fósforo nos sedimentos do sistema, do ponto 5 ao 10, pode ser atribuído à sua liberação induzida por alterações nas condições físicas e químicas da interface água-sedimento, tornando-o disponível para assimilação e incorporação à biomassa de macrófitas (Boyd e Hess, 1969; Boyd, 1970; Debusk e Reddy, 1987; Hammer e Bastian, 1989; Williams, 1990; Ennabili et al., 1998).

A liberação do fósforo do substrato está fortemente ligada à dinâmica do oxigênio dissolvido através de reações de oxi-redução mediadas por microrganismos durante a remineralização da matéria orgânica sedimentada (Mitsch e Gosselink, 2000; Wetzel, 1993). A depleção do oxigênio dissolvido no sistema de áreas alagáveis, como comentado anteriormente, parece não ser compensada pela produção autóctone através da atividade fotossintética das macrófitas, nem por trocas na interface água-ar, já que praticamente toda a superfície da área alagável é coberta por bancos de plantas vasculares que atuam como barreira física aos mecanismos de transporte do oxigênio da atmosfera para o ecossistema aquático. Os valores de potencial redox observados ratificaram a natureza redutora dos sedimentos da área alagável, característica determinante para a mobilização do fósforo. As menores concentrações de fósforo total observadas nos sedimentos do ponto 10 coincidiram com os valores mais negativos de potencial redox na interface água-sedimento durante o período amostrado (Fig. 4.33 e Tabela 5, do Anexo C). Sondegaard et al. (1993) e Sorokin et al. (1996) apud Susuzi e Esteves (2000) demonstraram que os processos de liberação de fósforo proveniente do sedimento está diretamente relacionado com a redução do potencial redox na coluna d'água.

Sabe-se que geralmente o fósforo é precipitado e estocado no sedimento, principalmente quando ligado a ferro e alumínio, sob condições de maior oxigenação, e pode ser rapidamente liberado sob condições de anoxia que se acentua quanto maior for o tempo de residência da água na área, como ocorre no período de limnofase.

Santos (1995) verificou a liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água com baixos teores de oxigênio dissolvido. Quando se induziu a queda dos níveis de oxigênio dissolvido na água de 7,95 para 0,71 mg.L⁻¹, os valores de fósforo inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total no meio passaram de 5,62 para 82,71 µg.L⁻¹, 24,02 para 106,01 µg.L⁻¹ e 80,52 para 354,56 µg.L⁻¹, respectivamente.

Embora as concentrações de Pb, Cu, Mn e Hg se reportassem há apenas dois períodos de coleta (outubro/2004 e janeiro/05), os resultados indicaram que os

sedimentos do sistema de áreas alagáveis, também, podem funcionar como depósito para os mesmos. De fato, de acordo com Williams (1990) e Richardson (1996), metais pesados podem ser removidos da água através dos mecanismos de troca iônica e absorção em matrizes de sedimentos orgânicos e argilosos, além da sua incorporação à biomassa de macrófitas. Brigante et al. (2003) enfocam ainda que as frações granulométricas que apresentam maior potencial de adsorção de metais são: argila e silte. Na área em estudo, em especial o sistema de áreas alagáveis, foram observadas frações significativas de argila demonstrando diferentes capacidades destas áreas em agregar metais pelos processos de adsorção e complexão.

No entanto, pôde-se pressupor que, a contribuição destes metais para o sistema de áreas alagáveis seja proveniente do córrego Serrana (estação 3), pois, de maneira geral, concentrações mais elevadas nesta estação foram observadas. Estas concentrações podem, também, estar relacionadas com as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia, já que são observados: o uso indiscriminado de fertilizantes e praguicidas das áreas cultivadas ao longo do rio Jacupiranguinha; atividades mineradoras e crescimento urbano desordenado. Cunha et al. (2006) encontraram elementos-traços de metais no rio Jacupiranguinha, atribuindo estes valores a fontes difusas.

Comparando as concentrações de metais aqui obtidas com estudos anteriores de Silveiro (2000) na represa de Barra Bonita, verificou-se que as concentrações de Cu e Pb no sedimento da planície de inundação do rio Jacupiranguinha foi cerca de 3,5 vezes maiores que as encontradas na represa de Barra Bonita (5,20 mg.Kg⁻¹ e 4,50 mg.Kg⁻¹, respectivamente).

Por meio da análise dos componentes principais (PCA), para as variáveis físicas e químicas do sedimento, pôde-se confirmar que não houve diferenças estatísticas espaciais e sazonais para o conjunto de dados. No entanto, a influência do transbordamento durante o regime de pulso, com a fertilização do sistema pode ser evidenciada. Susuki e Esteves (2000) encontraram variação temporal das concentrações de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo, analisados no sedimento da lagoa do Infernã e atribuíram tal variação ao regime de pulso do rio Mogi-Guaçu, indicando que o sedimento da lagoa serve como exportador de nutrientes durante o período de águas altas e sumidouro durante o período de águas baixas.

Assim, o sedimento do sistema de áreas alagáveis em estudo parece funcionar como sumidouro de nutrientes e matéria orgânica provenientes, principalmente, do rio Jacupiranguinha durante o regime de pulso.

5.4 Variáveis Bióticas

Quanto as variáveis bióticas os coliformes fecais e totais são definidos como importantes parâmetros sanitários. Assim a quantificação dessas bactérias mostra-se de grande importância para a avaliação da qualidade da água.

Os números médios de coliformes fecais e totais obtidos no rio Jacupiranguinha, durante o período de estudo, mostram que os níveis desses organismos variaram em todas as estações de coleta. Os valores mais elevados de coliformes foram registrados no período de grande precipitação. As estações de coleta 1 e 2 (rio Jacupiranguinha) foram as que apresentaram os maiores valores, provavelmente, em decorrência dessas estações localizarem-se próximas ao efluente da ETE, ao lançamento clandestino de esgotos domésticos e próximas a região de pastagem. Moccellini (2006) quantificou o número de coliformes ao longo do eixo longitudinal do rio Jacupiranguinha e verificou variação espacial expressiva devido, principalmente, a fontes difusas de poluição em locais de pastagem. Temporalmente foi maior a densidade no período de chuvas, ultrapassando o limite máximo estabelecido para rios de classe 2.

De acordo com a resolução CONAMA 357/05, nos corpos d'água classe 2, a qual o rio Jacupiranguinha se enquadra, os coliformes totais não devem ultrapassar 5000 organismos/100 mL. Nos períodos estudados, as estações 1 e 2 estiveram acima do limite permitido pela resolução.

Valores mais elevados nas estações 1 e 2, provavelmente, estão refletindo um aporte mais concentrado da água do rio Jacupiranguinha, durante o transbordamento, para o sistema de áreas alagáveis. Isto quer dizer que, no período de grande precipitação, tanto o escoamento superficial da área de entorno, quanto os pulsos de inundação do rio Jacupiranguinha, estão influenciando os valores de coliformes na água do sistema de áreas alagáveis.

Com relação à redução de coliformes pelo sistema de áreas alagáveis pode-se dizer que esta redução foi significativa, principalmente, se analisarmos o incremento destes organismos durante o período de grande precipitação seguido de uma diminuição (aproximadamente 80 a 90%) durante os outros períodos. Dessa maneira, pode-se supor que houve uma redução dos coliformes (Fig. 4.35).

Diversos trabalhos ressaltam a capacidade destas áreas em reduzir coliformes. Lopes-Ferreira (1998), por exemplo, registrou uma redução na densidade de coliformes a níveis superiores a 99%, em praticamente todos os meses do ano, após a passagem do

efluente doméstico pela região colonizada por macrófitas. Costa et al. (2003), também, encontraram reduções significativas de coliformes fecais (99%) em sistemas colonizados por macrófitas aquáticas, em especial com a presença da espécie *Typha spp.* De acordo com Branco (1986), um fator de grande importância na destruição destes coliformes nestas áreas advém, principalmente, da habilidade de algumas macrófitas aquáticas em translocar oxigênio dos órgãos aéreos, por exemplo, folhas e colmos para as raízes, os quais deixam o ambiente oxigenado, sendo esta uma variável de grande importância na destruição dos organismos de vida anaeróbia, como são em geral, os patogênicos intestinais. Além disso, a região das raízes das macrófitas aquáticas geralmente é densamente colonizada por outros organismos, tais como protozoários e rotíferos, que são consumidores de bactérias.

Outros processos de natureza física e química que se verificam nestas áreas podem, também, ser responsáveis pelo fenômeno da autodepuração sobre os organismos patogênicos. Branco (1986) demonstrou que 90% das bactérias coliformes são removidas, em 24 horas, em função da sedimentação, o que pode ser grandemente acelerado quando o meio é rico em partículas em suspensão ou substâncias coloidais, como é o caso das áreas alagáveis colonizadas por macrófitas aquáticas.

Ainda com relação às macrófitas aquáticas, vários autores têm demonstrado que estes vegetais possuem capacidade de acumular grandes quantidades de nutrientes, acelerando suas ciclagens no ambiente (BRIX 1994; GREENWAY, 1997; FORNI et al. 2000; HENRY-SILVA et al., 2001). Neste íterim, a biomassa desses vegetais permite fornecer subsídios para se avaliar a importância desta comunidade na ciclagem e no fluxo de energia no ambiente aquático (GOPAL, 1990).

Neste estudo foi possível encontrar variação sazonal da biomassa total das macrófitas aquáticas presentes nas lagoas do sistema de áreas alagáveis, com maiores valores obtidos em abril/05 e julho/05, em todas as estações de coleta. Menores valores foram registrados em janeiro/05, quando ocorreu o transbordamento do rio Jacupiranguinha para dentro desse sistema. Esse fato, associado ao aumento dos níveis hidrométricos durante o período de grandes precipitações, provavelmente, tenha influenciado tal variação. Diversos autores trabalhando em diferentes áreas de planícies inundação, em regiões tropicais, salientam que o regime de pulsos é um dos fatores determinantes na variação sazonal da biomassa das macrófitas aquáticas (BINI, 1996; CAMARGO e ESTEVES, 1996; JUNK et al., 1989; NOGUEIRA et al. 1996; MOTTA-MARQUES et al., 1997; NEIFF et al, 2001). Algumas espécies de macrófitas aquáticas

apresentam picos de biomassa durante o período de cheia (Piedade et al. 1991), enquanto que outras apresentam reduções nas biomassas durante o período de águas baixas (Neiff 1975; François et al. 1989).

Maltchik et al. (2004), por exemplo, observaram declínio significativo na biomassa das macrófitas aquáticas, principalmente *Eichhornia azurea*, após a inundação de maior duração em lagoas da planície de inundação do rio dos Sinos no Rio Grande do Sul (RS). Cabe ressaltar que nas lagoas I e II da planície de inundação do rio Jacupiranguinha esta espécie esteve presente na lagoa II em quase todas as coletas de campo. Por outro lado, Junk e Piedade (1993) encontraram maiores valores na biomassa de *Paspalum repens* nas lagoas da região Amazônica com o aumento do nível da água.

Desta forma, alterações das flutuações dos níveis de água podem levar ao aumento ou redução da biomassa de macrófitas, dependendo dos tipos ecológicos de macrófitas aquáticas, da frequência, da intensidade e da amplitude do pulso registrado (NEIFF, 1999). Este fato fez com que diversos trabalhos que manipulem os níveis hidrométricos venham a ser investigados, principalmente, como uma importante ferramenta no manejo da macrófitas aquáticas em vários reservatórios (PIETERSE e MURPHY, 1990; MURPHY e BARRETT 1999). Ainda a esse respeito Luciano (1996) salienta que devido a grande heterogeneidade nos valores de biomassa encontrados nos diversos ambientes já estudados, a proposição de um modelo generalizado de sua variação em função do nível de água ainda não pode ser estabelecida. No levantamento realizado nesta tese não foram encontrados trabalhos a esse respeito.

Segundo Camargo et al. (2003), diferenças nos valores de produtividade e nas taxas de crescimento, isto é, aumento na biomassa de macrófitas aquáticas está relacionado não só a variação do nível de água, mas também a velocidade de corrente e as concentrações de nutrientes no ambiente. Como nesta pesquisa estas outras variáveis só sofreram alterações quando ocorreram os pulsos, os atributos do pulso foram os maiores responsáveis pela variação da biomassa das macrófitas presentes neste sistema.

A dinâmica de nutrientes de comunidades de plantas aquáticas tem recebido considerável atenção durante anos, em vista de suas significativas implicações para o controle da qualidade da água. Dessa maneira a determinação de nutrientes presentes na biomassa das macrófitas aquáticas é de suma importância para o cálculo do estoque de nutrientes que estes vegetais representam para o ambiente.

Com relação aos teores de nitrogênio total e fósforo total na biomassa das macrófitas aquáticas esta pesquisa revelou variação ao longo dos períodos. Decréscimo

acentuado de nitrogênio total foi registrado no período de grandes precipitações, isto é, durante a ocorrência de pulsos, enquanto que, para as concentrações de fósforo total (mg/gPS) o inverso foi observado. Pode-se supor que, com a interligação dos sistemas rio-lagoas, a entrada de fósforo que é bastante evidente, pode estar refletindo no aumento deste nutriente na biomassa das plantas. No entanto, quando se trabalha com concentrações de nutrientes na biomassa das macrófitas aquáticas tem-se que levar em consideração as necessidades nutricionais de cada espécie. Camargo e Esteves (1996), por exemplo, demonstraram que a água do rio Mogi-Guaçu causa uma fertilização significativa em uma lagoa marginal (Lagoa do Mato) no período de águas altas refletida na elevação do conteúdo de nitrogênio e fósforo em *Eichhornia azurea*, levando a um aumento de biomassa.

Neste estudo, foram coletados bancos mistos de macrófitas aquáticas e, além disso, as espécies variaram durante o período, deste modo, não se pôde fazer uma relação quanto às concentrações de nutrientes. Sabe-se, porém, que o canal de saída (estação 10), o qual é composto somente por *Pistia stratiotes*, como mencionado na metodologia, foi o que apresentou maiores concentrações de fósforo na biomassa (por exemplo, 6,80 mg/g, em janeiro/05) quando comparados com as lagoas I (5,27 mg/g) e II (4,90 mg/g) no mesmo período (exceção apenas em julho/05 que a lagoa I apresentou maiores concentrações).

Assim, pode-se afirmar que a principal fonte de fósforo para as macrófitas aquáticas presentes nos sistemas de áreas alagáveis é de origem alóctone, proveniente do transbordamento do rio Jacupiranguinha, durante o regime de pulso.

Uma única análise das concentrações de metais na biomassa das macrófitas aquáticas evidenciou acúmulo de cobre, chumbo e mercúrio por estes vegetais, corroborando com outras pesquisas (BRAGATO et al., 2006; SAMECKA-CYMERMAN E KEMPERS, 1996) que evidenciaram a capacidade destes vegetais em acumular na sua biomassa quantidades significativas de metais.

O estoque de nutriente refere-se à quantidade de cada elemento que os compartimentos do sistema podem acumular. No caso das macrófitas aquáticas, a biomassa é o fator primordial na determinação do nível de estoque de nutrientes (ESTEVES, 1998). Vários autores têm demonstrado que as macrófitas aquáticas possuem capacidade de estocar grandes quantidades de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo (GOPAL, 1990; HENRY-SILVA e CAMARGO, 2002; NOGUEIRA et al. 2000).

Neste estudo, o cálculo de estoque de nitrogênio e fósforo para o sistema de áreas alagáveis (lagoa I, Lagoa II e canal de saída) revelaram que os vegetais ali presentes apresentaram capacidade de estocar estes nutrientes na sua biomassa. Quanto ao estoque médio de nitrogênio total, por exemplo, foram encontrados valores variando de 8,12 g/m² (lagoa I) a 2,80 g/m² (lagoa II), no período seco. No período de inundação eles variaram de 1,79 g/m² (lagoa I) a 3,09 g/m² (lagoa II), provavelmente, devido a biomassa.

Comparando os resultados de estoque na biomassa de *P. stratiotes*, no canal de saída (estação 10) do presente estudo com os resultados encontrados por Lopes-Ferreira (2003) na biomassa da mesma espécie, observa-se que são distintos. Esta autora encontrou valores médios de estoque de nitrogênio de 8,93 g/m², no período de águas baixas, enquanto que no canal de saída (estação 10), do presente estudo, os valores médios no período seco foram de 7,10 g/m² em outubro/05 e 2,75 g/m², em julho/05. Esta diferença, em julho/05, pode estar relacionada à menor biomassa encontrada (163,6 gPS/m²) nesta estação durante este período, enquanto que, Lopes-Ferreira (2003) registrou 268,98 gPS/m² na biomassa de *P. stratiotes*.

Para o estoque de fósforo total pode-se observar que a lagoa I (58,06 g/m²) apresentou estoques muito maiores do que a lagoa II (7,12 g/m²) e o canal de saída (7,44 g/m²), principalmente no período de abril e julho de 2005. Diferenças de até sete vezes foram observadas no estoque deste nutriente, provavelmente, devido aos maiores valores de biomassa encontrada nesta lagoa nestes períodos.

Comparando o estoque de fósforo total deste estudo, no canal de saída (estação 10) composto apenas por *P. stratiotes*, com os observados por Lopes-Ferreira (2003) trabalhando com esta mesma espécie no reservatório de Salto Grande, nota-se que, os resultados foram diferentes. A autora encontrou estoque de fósforo total de 1,53 g/m² na biomassa deste vegetal, enquanto que nesta pesquisa o estoque médio foi de 9,14 g/m². No entanto, cabe ressaltar que as concentrações de fósforo na água do sistema de áreas alagáveis em estudo foram maiores do que as encontrados por esta autora numa área alagável do reservatório de Salto Grande.

Quanto ao estoque de nutrientes nas duas lagoas (I e II) e no canal de saída, pode-se inferir que não houve um padrão. A lagoa I apresentou estoques um pouco mais elevados do que as outras duas regiões, o que pode estar relacionado com o aporte inicial de nutrientes, principalmente fósforo, durante o regime de pulso.

Assim, através destes resultados, pode-se concluir que as macrófitas aquáticas presentes no sistema de áreas alagáveis da planície de inundação do rio Jacupiranguinha apresentaram importante participação na determinação dos padrões de ciclagem e aprisionamento de nitrogênio e fósforo total, pois estocam quantidades significativas destes nutrientes em sua biomassa.

5.5 Análise do percentual de redução de cargas de nitrogênio total e inorgânico, fósforo total e DBO no sistema de áreas alagáveis durante o período seco.

Como discutido acima, a dinâmica de nutrientes no sistema de áreas alagáveis apresentou uma grande variação nas concentrações tanto entre os períodos estudados como entre as estações de coleta. Esse fato somado a não quantificação do escoamento superficial, evaporação, e a vazão exata que aportava do rio Jacupiranguinha para dentro do sistema de áreas alagáveis fez com que se optasse por avaliar a eficiência apenas no período considerado seco. Neste período, em termos de reduções de cargas o sistema de áreas alagáveis apresentaram reduções consideráveis levando em consideração a série nitrogenada, fosfatada e DBO.

Para a variável fósforo total (PT) observou-se neste estudo, redução significativa (52%) quando comparado com outras pesquisas. Lopes-Ferreira (2003) observou uma redução acentuada de 63% de P-PO₄ e 32% na redução de fósforo total no período de águas baixas em um sistema de áreas alagáveis do rio Atibaia (SP). Esta autora salienta que a eficiência da área alagável do rio Atibaia variou consideravelmente dependendo da forma fosfatada considerada e das diferenças hidrológicas. Além disso, devem-se levar em consideração as concentrações de fósforo que aportam para dentro destes sistemas. Mesmo avaliando apenas o período seco, sabe-se que as áreas alagáveis da planície de inundação do rio Jacupiranguinha recebem, durante a potamofase, concentrações elevadas de fósforo que podem influenciar na sua maior ou menor eficiência.

De acordo com Wetzel (1993), o fósforo apresenta características peculiares de ser retirado de solução por processos de adsorção, além de sua precipitação natural ligada à sedimentação de matéria orgânica viva ou morta. A redução de fósforo em sistema de áreas alagáveis é fortemente dependente da frequência e duração das inundações, como mencionado por Neiff (1999) e da espessura relativa da camada

aeróbia de solo ou sedimento (Wetzel, 1983). Desse modo, provavelmente, o fósforo do nosso sistema de áreas alagáveis foi na sua maioria retido no sedimento, fato esse, que pode ser explicado pelo maior acúmulo de fósforo no sedimento das estações de 4 a 10. As reações de adsorção e precipitação são as formas de maior remoção de fósforo dos efluentes quando este tem oportunidade de contato com um volume significativo de solo ou sedimento. No sedimento o fosfato pode ser precipitado de várias formas: na forma insolúvel de fosfato férrico, de alumínio ou de cálcio; ou adsorvido nas partículas de argila; e na matéria orgânica por óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (USEPA, 1999).

Wetzel (1993) salienta que o conceito de sobrecarga de nutrientes implica uma relação entre a quantidade de um nutriente que entra numa massa de água e a resposta desta a essa entrada. Os efeitos desta relação podem ser expressos por um índice quantificável da produtividade e está relacionado diretamente com a qualidade da água. Dessa maneira, a sobrecarga de fósforo, principalmente, no período de maior precipitação, quando ocorre o transbordamento do rio Jacupiranguinha, deve estar contribuindo sobremaneira para a qualidade da água do sistema de áreas alagáveis e, por conseguinte, na eficiência dessas áreas.

Com relação à eficiência do sistema e a redução da carga nitrogenada, observa-se que a redução desta variável, também, variou quanto a forma de nitrogênio. O nitrogênio total, por exemplo, apresentou uma redução de 48,97% enquanto que para o nitrato foi de apenas 2,49%. Assim, pode-se dizer que a eficiência na remoção de nitrogênio no sistema de áreas alagáveis da planície do rio Jacupiranguinha foi baixa se comparada a outras pesquisas desenvolvidas em áreas alagáveis naturais. Lopes-Ferreira (2003) verificou que as concentrações de N-NO_3 apresentaram uma redução de 50% e 45%, após a passagem pela área alagável do rio Atibaia no período de águas baixas e no período intermediário (entre o período de águas baixas e altas), respectivamente. Beccato (2004) encontrou uma redução de 99% de nitrogênio orgânico total e um aumento de 45,7% de nitrato utilizando sistemas de áreas alagáveis como complemento da estação de tratamento de esgoto da comunidade de Marujá no litoral Sul do estado de São Paulo.

Segundo Wetzel (1993) variações na eficiência de remoção de nitrogênio podem ser explicadas devido ao fato deste nutriente ser uma variável altamente instável e ser fortemente correlacionada com a disponibilidade de oxigênio no ambiente. Hammer e Knight (1994) complementam colocando que sua remoção pode ser afetada por fatores

limitantes como: zona aeróbia, zona anaeróbia, alcalinidade, material orgânico e tempo de detenção hidráulico.

Andrade (2005) encontrou incremento de nitrogênio total e fósforo total, tanto no período seco como chuvoso, estudando a eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros (SP), e, atribuiu este aumento a contribuições significativas de fontes difusas, uma vez que as concentrações destas variáveis sofreram acréscimos desde a entrada até a saída da várzea. A eficiência da remoção de nitrogênio no sistema de áreas alagáveis da planície de inundação do rio Jacupiranguinha parece ser influenciada também pelas fontes difusas. Verhoeven et al. (2006) comenta que, embora esta “tecnologia” de purificação por sistemas de áreas alagáveis é uma boa opção para reduzir fluxos de nutrientes para o ambiente, o carregamento de nutrientes que ocorre através de fontes difusas, principalmente, através de práticas agrícolas intensivas é o maior problema. Deste modo, o autor ressalta que medidas para reduzir as fontes de nutrientes seriam: redução de fertilizantes, redução de agrotóxicos e, por conseguinte, a restauração ou criação de áreas alagáveis na paisagem.

BRASIL et al. (2003), avaliaram a eficiência do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais tomadas por taboas (*Typha sp.*) e concluíram que o sistema possui grande eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes, com remoção média de 90% para DBO e 84,5% para DQO.

No sistema de áreas alagáveis do rio Jacupiranguinha para a variável DBO foi observado um percentual de redução de 64%, confirmando também a afirmação de Knight e Kadlec (2000) de que a eficiência típica de DBO em sistemas de áreas alagáveis é em torno de 70%.

Com base no exposto acima esta pesquisa demonstra o potencial do sistema de áreas alagáveis, na planície de inundação do rio Jacupiranguinha em depurar o efluente que aporta para o sistema. Mas, deve-se levar em conta que, com os regimes de pulsos do rio Jacupiranguinha, o aporte contínuo de efluentes com concentrações elevadas de cargas nutricionais, pode levar à sobrecarga do sistema, os quais comprometem a dinâmica natural afetando, sobremaneira, a capacidade de remediação. Isto poderá, ainda, resultar na aceleração do processo de desequilíbrio ecológico. Segundo Andrade Neto e Campos (1999), dependendo da carga orgânica lançada, os esgotos provocam a total degradação do ambiente ou, em outros casos, o meio demonstra ter condições de receber e decompor os poluentes até alcançar um nível que não cause problemas ou

alterações acentuadas. Esse fato demonstra que a natureza tem condições de promover o “tratamento complementar” dos efluentes, desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento dos organismos que decompõem a matéria orgânica.

Finalmente, é de suma importância ressaltar também, que os alagados naturais são protegidos por regulamentação em muitos países, sendo que um alto nível de pré-tratamento é exigido anteriormente à disposição das águas residuárias nestes (USEPA, 2000). Assim, algumas medidas deveriam ser tomadas na microbacia do rio Jacupiranguinha, como por exemplo, o tratamento efetivo dos esgotos industriais e domésticos, para que o aporte do rio Jacupiranguinha, que recebe quantidades de poluição difusa e pontual, adentro do sistema de áreas alagáveis não venha ultrapassar a capacidade destas áreas em depurar naturalmente.

Através dos resultados obtidos nesta tese pode-se concluir que:

- ◆ A precipitação pluviométrica da região influenciou o comportamento hidrodinâmico do rio Jacupiranguinha, principalmente no que diz respeito às variações dos níveis hidrométricos e das vazões. Oscilações de até 3,65 m foram observadas no período de maiores precipitações.
- ◆ A planície de inundação do rio Jacupiranguinha no sistema de áreas alagáveis estudados apresentam topografia suavemente ondulada, o que propicia um escoamento rápido e uma inundação esporadicamente generalizada na área.
- ◆ Os dados obtidos pela topografia revelaram que diferentes correntes podem atuar no sistema de áreas alagáveis, da planície de inundação do rio Jacupiranguinha, dependendo dos níveis hidrométricos alcançados. No entanto, no período de estudo, a cota de 2,474 m, próximo a estação de coleta 2, região mais baixa da planície, ocorre o transbordamento inicial para as lagoas. Cotas entre 2,87 m e 2,97 m transbordam em outros locais da planície podendo, entretanto, levar um tempo maior para chegar às lagoas. Assim, no período de grandes precipitações, diferentes correntes de água podem atuar no sistema de áreas alagáveis, e no período seco apenas o córrego Serrana contribui para este sistema.
- ◆ A batimetria revelou que a morfometria das lagoas I e II são irregulares, principalmente, com relação à camada de depósitos no sedimento, entretanto, a lagoa I, principalmente na estação 4 que recebe inicialmente o pulso, apresenta maior camada. Além disso, através das réguas instaladas na lagoa II, pode-se concluir que os parâmetros morfométricos variaram com a influência do regime de pulsos. Maior volume foi observado neste período.

- ◆ A frequência, intensidade e a duração de ambas as fases do pulso de inundação (potamofase e limnofase) analisados neste estudo foram diferentes para as cotas topográficas 2,474 m e 2,975 m. Maiores frequência e duração foram observadas na cota de 2,474 m. O coeficiente de conectividade também foi maior nesta cota, e parece ser suficiente para a continuidade nos fluxos de nutrientes.
- ◆ O rio Jacupiranguinha apresentou um regime de inundação unimodal, com ocorrências de inundação na planície em um período do ano sob pulsos de rápida duração. Na cota topográfica de 2,47 m foram observados 5 pulsos completos com 11 dias de potamofase, enquanto que, na cota 2,97 m foram 3 pulsos com 6 dias em potamofase. Assim, o período de potamofase foi menor quando comparado com ao de limnofase.
- ◆ Os pulsos de inundação ou hidrosedimentológicos, verificados através dos níveis hidrométricos, mantêm a conectividade do rio Jacupiranguinha com o sistema de áreas alagáveis estudados e determinam a dinâmica dos fatores abióticos e bióticos fundamentais para que esse sistema possa funcionar como armazenador e ou depurador de cargas poluidoras advindas deste rio, desde que mantenha a integridade funcional da planície.
- ◆ Algumas variáveis físicas e químicas da água apresentaram grande amplitude de variação sazonal e espacial. As análises estatísticas revelaram diferenças entre as épocas de seca e cheia e entre as estações de coleta.
- ◆ A transparência da água, no sistema de áreas alagáveis, apresentou uma redução com a elevação dos níveis hidrométricos durante o regime de pulsos. A temperatura apresentou variações entre as épocas do ano. Valores mais elevados foram registrados nos meses de outubro, janeiro e abril e menores em julho.

- ◆ As baixas concentrações de OD e potencial redox no sistema de áreas alagáveis (estações 4 a 10) indicam a natureza redutora destes ambientes. Já nas estações localizadas fora deste sistema: 1 e 2 (rio), 3 (córrego Serrana e 11 (saída do sistema de áreas alagáveis) sugerem ser regiões de maior turbulência.
- ◆ A área de estudo, em especial a estação de coleta 2, apresentou valores altos de condutividade elétrica, os quais podem ser atribuídos a entrada de tributários, principalmente, de um efluente de um complexo Industrial Químico produtor de fertilizantes.
- ◆ A dinâmica e a depuração do nitrogênio e fósforo no sistema de áreas alagáveis está relacionada com o regime de pulsos, que fertilizam o sistema durante o período de grandes precipitações; com a lixiviação pelo escoamento superficial da área de entorno, também, durante a ocorrência de chuvas; e com o córrego Serrana tanto no período seco como chuvoso.
- ◆ As elevadas concentrações de fósforo registradas na estação de coleta 2, no rio Jacupiranguinha, são resultantes do lançamento, a montante desta estação, de efluente rico em compostos fosforados proveniente de um complexo Industrial Químico produtor de fertilizantes.
- ◆ O regime de pulso também foi responsável pela heterogeneidade do sistema de áreas alagáveis. A análise de agrupamento corroborou com a divisão do sistema de áreas alagáveis em 3 grupos durante o período seco e 2 grupos durante a influência do pulso. O regime de pulso aumenta a conectividade entre os ambientes da planície de inundação e do rio Jacupiranguinha, o que leva os mesmos a apresentarem características mais semelhantes durante as águas altas. Isto é, têm-se um efeito “homogeneizador” durante o regime de pulso. Através da PCA e da análise de Cluster nota-se que no período de seca as estações 4, 5 e 6 (lagoa I) e estações 7, 8 e 9 (lagoa II) foram agrupadas separadamente, enquanto que, no período chuvoso foram unidas.

- ◆ Embora o sedimentos dos sistemas de áreas alagáveis não apresentarem diferenças significativas espaciais e sazonais das variáveis físicas e químicas, pôde-se concluir que o sedimento do sistema de áreas alagáveis parece funcionar como sumidouro de nutrientes e matéria orgânica provenientes, principalmente, do rio Jacupiranguinha, durante o regime de pulso.
- ◆ A matéria orgânica no sistema de áreas alagáveis estudo é de natureza autóctone, através da produtividade de macrófitas aquáticas que posteriormente ao pulso aumentam.
- ◆ A tendência de redução das concentrações de fósforo nos sedimentos do sistema, do ponto 5 ao 10, pode ser atribuída à sua liberação induzida por alterações nas condições físicas e químicas da interface água-sedimento, tornando disponível para assimilação e incorporação à biomassa de macrófitas.
- ◆ As estações localizadas no rio Jacupiranguinha apresentaram maiores concentrações de coliformes fecais e totais. Em todas as estações de coleta o número mais provável destes coliformes foram maiores no período de grande precipitação. O transbordamento do rio Jacupiranguinha somado ao escoamento superficial das áreas de pastagens e agrícolas podem ter contribuído para o aporte destas bactérias no sistema de áreas alagáveis que, nos períodos posteriores, apresentaram reduções significativas (da ordem de 80% a 90%).
- ◆ A comunidade de macrófitas aquáticas apresentou diferenças sazonais influenciadas pelo regime de pulso. Estas diferenças influenciaram a dinâmica dos nutrientes da sua biomassa. Os vegetais presentes nas lagoas I e II apresentaram maiores estoques. Assim, através destes resultados, pode-se concluir que as macrófitas aquáticas presentes no sistema de áreas alagáveis da planície de inundação do rio Jacupiranguinha apresentam importante participação na determinação dos padrões de ciclagem de nitrogênio e fósforo total, pois estocam quantidades significativas destes nutrientes em sua biomassa.

- ◆ Os resultados indicaram que, durante o período seco, o sistema de áreas alagáveis do rio Jacupiranguinha apresentou eficiência de 48,97% e 2,49% na redução de nitrogênio total e nitrato, respectivamente. O fósforo total apresentou uma redução de 52% e para a DBO ela foi de 64%.

Desse modo, de acordo com que foi apresentado nesta pesquisa fazem-se algumas

Recomendações:

- ❖ Para avaliar o desempenho de sistemas de áreas alagáveis naturais (*natural wetlands*), quanto a sua capacidade redutora de cargas, é necessário a implantação de uma rede de monitoramento qualitativo e quantitativo de contribuições pontuais e difusas, os quais poderá propor uma verdadeiro balanço de massa;
- ❖ Para modelar um sistema de áreas alagáveis naturais todos os fatores mencionados nas conclusões devem ser levados em consideração. Deve ser lembrado que um estudo de modelagem em áreas alagáveis requer uma equipe multidisciplinar. Entretanto, acredita-se que as informações presentes nesta tese podem contribuir para o início de um processo de modelagem.
- ❖ Sugere-se um estudo da variabilidade plurianual na área estudada, para que se possa inferir com mais exatidão os atributos do software PULSO, afim de que, posteriormente se possa estender por toda a planície da microbacia do rio Jacupiranguinha.
- ❖ Sugere-se na região de Cajati (SP), a construção de um sistema de áreas alagáveis (*construted wetlands*), como complemento da ETE já construída, para tratamento terciário, principalmente, para redução das elevadas concentrações de fósforo e quantidades expressivas de coliformes totais e fecais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, J. M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, v. 10(4), p. 329-331.
- AOI, T.; HAYASHI, T. (1996). Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). *Wat. Sci. Tech.* v. 34, n. 7-8, p. 407-412.
- AMERICA PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA (1999). *Standard methods: for the examination of water and wastewater*, 20th ed. Washington, American Public Health Association. Bryrd Prepress Springfield. 1220p.
- ANDRADE, A. A. S. (2005). *Análise da eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria da qualidade das águas que afluem à represa do Guarapiranga, São Paulo*. 2005. 91f. Dissertação (mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.
- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. (1999). Introdução... In: José Roberto Campos. (Org.). *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, v. , p. 01-28.
- ARTHUR, J. P. (1983). *Notes on the design an operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. Technical Paper, nº 7 Washington, DC.
- BAI, J.; OUYANG, H.; DENG, W. ZHU, Y.; ZHANG, X. WANG, Q. (2005). Spatial distribution characteristics of organic matter and total nitrogen of marsh soils in river marginal wetlands. *Geoderma*. 124. p. 181-192.
- BARCKER, D.J.; STUCKEY, D.C. (1999). A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. *Water Research*, v. 33(14), p. 3063-3082.
- BALLESTER, M. V. R. (1994). *Dinâmica de gases biogênicos (CH₄, O₂ e CO₂) em ecossistemas aquáticos da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçi (Estação Ecológica de Jataí, São Paulo)*. 172f. 1994. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- BASTERRA, I. (1999). *Patrones naturales de variabilidad espacio-temporal del paisaje fluvial de una sección del Bajo Paraná, como base para la gestión de su manejo hídrico*. 1999. 94 f. Tesis de Maestría en Gestión Ambiental y Ecología.

- BECCATO, M. A. B. (2004). *Elaboração participativa de uma proposta de reestruturação do sistema de tratamento de esgoto da comunidade de Maruja – Parque Estadual Ilha do Cardoso/SP*. 229f. 2004. Pó-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.
- BENASSI, R. F. (2003). *Capacidade de tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta D. S. Mitchell*. 2003. 49f. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- BINI, L. M. (1996). Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto Rio Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Paraná, v. 39, n. 3, p. 715-721.
- BITAR, A. L. (1998). *Fluxo de nitrogênio e seu uso por duas espécies de macrófitas aquáticas (Eichhornia crassipes e Pistia stratiotes), no reservatório de Salto Grande (Americana-SP)*. 1998. 97f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. (2006). Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* Due to organic pollution in the Itanhaém river basin (SP, Brazil). *Braz. J. Biol.*, v. 66 (3), p. 29-41.
- BOYD, C. E. (1970). Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. *Eco. Bot.*, v. 24, p. 95-103.
- BOYD, C. E.; HESS, L. W. (1969). Factors influencing shoot production and mineral nutrient levels in *Typha latifolia*. *Ecology*, v. 51 (2), p. 296-300.
- BRADLEY, C. (2002). Simulation of the annual water table dynamics of a floodplain wetland, Narborough Bog, UK. *Journal of Hydrology*, v. 261, p. 150-172.
- BRAGATO, C. BRIX, H.; MALAGOLI, M. (2006). Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*. p. 1-9.
- BRANCO, S. M. (1986). *Hidrobiologia aplicado à engenharia sanitária*. CEPESB/ASCETESB, São Paulo, 3ª. ed. 640p.

- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R. (2003). Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. *Engenharia na Agricultura*, Visçosa, v. 11, n.1-4, p. 43-51.
- BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELLI, J.; NOGUEIRA, A. M. (2003). Caracterização física, química e biológica da água do rio Mogi-Guaçu. In: *Limnologia Fluvial: Um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. BRIGANTE, J e Espíndola, E. L. G. São Carlos, Editora Rima, pp. 55-76.
- BRIX, H. (1994). Function of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, v. 29 (4), p. 71-78.
- BRIX, H. (1997). Do Macrophytes Play a role in Constructed Treatment Wetlands? *Water Science and Technology*, Oxford, v. 35, n. 5, p. 11-17.
- CALHEIROS, D. F.; HAMILTON, S. K. (1998). Limnological conditions associated with natural fish kills in the Pantanal Wetland of Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* V. 26, p. 2189-93.
- CARVALHO, P.; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M; OLIVEIRA, L. G.; ROBERTSON, B.; TAVECHIO, W. L. G.; DARWISCH, A. J. (2001). Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, n. 2, p. 265-273.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. (1996). Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte Eichhornia azurea (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, Alemanha, v. 135, n. 3, p. 423-432, 1996.
- CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. (2003). Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S.M.; Bini, L.M. (Org.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. 1 ed. Maringá: Eduem, v. , p. 59-83.
- CAMPOS, J. R.; (2000). Alternativas para tratamento de esgotos. In: CASTELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (eds) - *Desenvolvimento Sustentado: problemas e estratégias*. São Carlos: EESC-USP, p. 87 - 106.

- CARIGNAN, R.; NEIFF, J. J. (1992). Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, v. 11, p. 85-121.
- CASCO, S.L. (2005). *Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paraná influenciada por el regimen de pulsos*. 2003. 131f. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes – Argentina.
- CASCO, S. L., POI de NEIFF, A. S. G., BENASSI, R. F., NEIFF, J. J. (2003). Crescimento de plantas flutuantes livres em diferentes condições da água. *Iheringia*, Ser. Bot., Porto Alegre, v. 58 (2), p. 191-193.
- CAPPARELLI, H.; CALIJURI, M.C.; BENASSI, R. F. (2005). Heavy Metals in Natural Wetland Sediment of Ribeira do Iguape Basin. In: XIII International Conference on Heavy Metals in the Environment, 2005, Rio de Janeiro. *XIII International Conference on Heavy Metals in the Environment*. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral, 2005. v. 1. p. 740-742.
- CASTRO, C. C. (2006). Análise do desenvolvimento socioeconômico do município de Cajati, Vale do Ribeira, São Paulo (A indústria criando a cidade e recriando identidades). <http://www.igeo.uerj.br/VICBG-2004/Eixo1/e1%20423.htm>> Acesso em: 25/07/2006.
- CEBALLOS, B. L. (2000). Microbiologia sanitária e ambiental. In: MENDONÇA, S.R. *Sistemas de lagunas de estabilization – como utilizar águas residuales tratadas en sistemas de regadio*. MacGraw-Hill. Colombia. 370p.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) (2001) – *Relatório de Estabelecimento de Valores Orientados para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo* – Disponível em: <<http://cetesb.gov.br>>. Acesso em: 27 abril de 2006.
- CENTRO TECNOLÓGICO DA FUNDAÇÃO PAULISTA DE TECNOLOGIA E EDUCAÇÃO (CETEC) (2000). Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul – Relatório Zero UGRHI 11. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH?CBH-RB/360/r0/volume/index.htm>. Acesso em 05/02/2006.
- COLE, G. (1983). *Textbook of limnology*. C. V. Mosby Company, Toronto, 401p.

- COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. (2003). Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. vol. 3 (1) - 1º Semestre. ISSN 1519-5228.
- COWARDIN, L. M.; CARTER, V.; GOLET, F. C.; LAROE, E. T. (1979). *Classification of wetlands and Deepwater Habitats of the United States*. U. S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program Report FWS/ OBS-79/31, Washington, DC.
- CUNHA, D. G. F.; MIWA, A. C. P.; CALIJURI, M. C. (2005). Identification and quantification of heavy metals in Jacupiranguinha river sediment, Ribeira Valley, São Paulo, Brazil. Apresentado no *XIII International Conference on Heavy Metals in the Environment*. Rio de Janeiro. RJ., 5 a 9 de junho de 2005.
- CUNHA, D. G.; CALIJURI, M. C.; MIWA, A.C.P. (2006). Estudo de metais pesados no sedimento do rio Jacupiranguinha, Vale do Ribeira, SP. In: V Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais e Saúde, 2005, Santos. *Anais do V Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais e Saúde. Santos (SP)*: COPEC-Council of Researches in Education and Sciences, 2005. v. 1. p. 54-57.
- DAVIS, S. M. (1991). Growth decomposition and nutrient retention of *Cladium jamaisense* Crantz and *Typha domingensis* Pers, in the Florida Everglades. *Aquatic Botany*, v. 40: p. 203-224.
- DAVIS, T. H.; COTTINGHAM, P. D. (1993). Phosphorus Removal from Wastewater in a Constructed Wetland. In: MOSHIRI, G. A. *Constructed Wetlands from Water Quality Improvement*. Lewis Publishers.
- DEBUSK, W. F.; REDDY, K. R. (1987). Wastewater treatment using floating aquatic macrophytes: contaminant removal process and management strategies. In: REDDY, K. R.; SMITH, W. H. *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing Inc. Florida. p. 643-656.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM – DNER (1994). Preparação de amostras de solo para ensaios de caracterização de solos, métodos de ensaio *DNER-ME 041/94*. Rio de Janeiro, RJ. Brasil. 4p.
- DE FELIPPO, R. GOMES, E. L.; LENZ-CÉSAR, J.; SOARES, C. B. P.; MENEZES, C. F. S. (1999). As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa – GO. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de*

- reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO, 1999. p. 321-346.
- DI PERSIA, D.H., NEIFF, J. J. (1986). The Uruguay River System. In: *The Ecology of River Systems*. Pp. 599-621. Walker, K.F. & Davies, B.R. (eds.), The Netherlands. 793 p.
- DOMINGOS, M. D. (2002). *Limnologia do rio Betari (Iporanga – SP) e a sua relação com o estado de conservação de sua bacia hidrográfica – subsídios para o desenvolvimento sustentável*. 2002. 280f. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- ENNABILI, A.; MOHAMMED, A.; RADOUX, M. (1998). Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, v. 62, p. 45-56.
- ESTEVES, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciências. 2 ed. 602p.
- FIGUEROA, F. E. V. (1996). *Avaliação econômica de ambientes naturais. O caso das áreas alagadas. Uma proposta para represa do Lobo (Broa). Itirapina-SP*. 1996. 143f. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- FORNI, C., CHEN, J., PANCIONI, L.; GRILLI CAIOLA, M. (2001). Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorous removal from wastewater. *Water research*. vol. 35 (6): 1592-1598.
- GIANNINI, P.C.F.; RICCOMINI, C. (2000). Sedimentos e processos sedimentares. In: TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.C.M.; FAIRCHILD, T.R. & TAIOLI, F. (org.) *Decifrando a Terra*. Universidade de São Paulo. Oficinas de Textos. São Paulo. p. 167-190.
- GOPAL, B. (1990). Biology and ecology. In: PATTEN, B. C. *Wetlands and shallow continental water bodies*. vol. 1- Natural and human relationships. SBP publishers.
- GOPAL, B. (1999). Natural and Constructed Wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Wat. Sci. Tech.*, v. 40, n. 3, p. 27-35.
- GOSSELINK, J. G.; TURNER, R. E. (1978). The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. In: GOOD, R.E.; WHIGHAM, D.F.; SIMPSON, R.L. (eds). *Freshwater wetlands: Ecological Process and Management Potential*. Academic Press, New York, p. 63-78.

- GREENWAY, M.(1997). Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Water Sci. Technol.*, Oxford, v. 35, n. 5, p. 135-142.
- GUERESCHI, R. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. (2000). Análise de variáveis físicas e químicas da Estação Ecológica de Jatiá, Luiz Antônio. SP. Brasil. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jatiá. ed. Rima. vol. 2. p. 387-402.
- GUMBRICHT, T. (1993). Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, v. 2, p. 1-30.
- HAMILTON S. K.; LEWIS W. M. (1987). Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* v. 32, p. 1277-90.
- HAMMER, D. A. (1989). *Constructed wetlands for waster treatment: municipal, industrial and agricultural*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan. 831p.
- HAMMER, D. A., BASTIAN, R. K. (1989). Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: _____. *Constructed wetlands for waster treatment: municipal, industrial and agricultural*. Lewis Publishers, p. 5-19.
- HEMOND, H.F.; BENOIT, J. (1988). Cumulative impacts on water quality functions of wetlands. *Environmental Management*, v. 12 (50), p. 639-653.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A. F. M. (2003). Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática Eichhornia azurea em um rio de águas brancas da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém (litoral Sul do Estado de São Paulo, Brasil). *Hoehnea*, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 71-77.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. (2002). Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura. *Acta Scientiarum*, v.24, n.2, p.519-526.
- HENRY-SILVA, G. G., PEZZATO, M. M., BENASSI, R., F.; CAMARGO, A. F. M. (2001). Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). *Acta Limnol.*, v. 13, p. 11-17.
- HENRY, R. (2005). The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir. *Acta Limnol. Bras.*, 17 (1), p. 57-69.

- HENRY, R. (2003). Os Ecótonos nas interfaces dos Ecossistemas Aquáticos: Conceitos aplicações. In: _____(ed.). *Ecótonos nas Interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima Ed., p. 1-28.
- HERSKOWITZ, J.; BLACK, S; LEWANDOWSKI, W. (1987). Listowel artificial marsh treatment project. In: REDDY, K. R.; SMITH, W. H. *Aquatics plants for water treatment and recourse recovery*. Magnolia Publishing Inc., Florida, p. 247-254.
- HOUSE, W. A.; DENISON, F. H. (1997). Nutrient dynamics in a lowland stream impacted by sewage effluent: Great Ouse, England. *Sci Total Environ*. vol. 205(1), p. 25-49.
- HUSZAR, V.L.M. 1994. *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará , Brasil): estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais*. 219p. (Tese de Doutorado). São Carlos, PPG-ERN/UFSCar.
- HYNES, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters*. University Press, Liverpool. 555p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censos Demográficos. 2000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 jan de 2005.
- JEDICKE, A.; FURRCH, B.; SAINT-PAUL, U.; SCHLÜTER, U.B. (1989). Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) and *Pistia stratiotes* (Araceae). *Amazoniana*, v.11, n. 1, p. 53-69.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, v.106, p. 110-227.
- JUNK, W. J.; HOWARD-WILLIAMS, C. (1980). Ecology of aquatic macrophytes in Amazonia. IN: SIOLI, H., *The Amazon, Limnology and landscape of mighty tropical river and its basin*. The Hague, p. 269-293.
- JUNK, W. J. (1982) Amazonian floodplains: their ecology, present and potential use. *Revue D' Hydrobiologie Tropicale*, v. 15, p. 285-301.
- JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. Floodplains. (1990). In: PATTEN, B. C. et al. *Wetlands and shallow continental water bodies*. v.1, Natural and human relationships: SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands. p. 491-524.

- KADLEC, R. H. (2000). The inadequacy of first-order treatment wetlands models. *Ecological engineering*. v. 15, p. 105-119.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. CRC. Press, Boca Raton, p. 893.
- KADLEC, R. H.; HEY, D. L. (1994). Constructed wetlands for river water quality improvement. *Water Science and technology*. v. 29, n. 4, p.159-163.
- KNIGHT, R. L.; KADLEC, R. H. (2000). Constructed treatment wetlands – a global technology. *Water*, v. 21, p. 57-58. Jun. 2000.
- KNIGHT, R. L.; GU, B.; CLARKE, R. A.; NEWMAN, J. M. (2003). Long-term phosphorus removal in Florida aquatic systems dominated by submerged aquatic vegetation. Elsevier Science B.V. *Ecological Engineering*, v.20, p. 45-63.
- KOZERSKI, H.P. (1994). Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. *Hydrobiologia*, v. 284, p. 93-100.
- KRUSCHE, A. V. (1989). *Caracterização biogeoquímica da lagoa do diogo, uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP)*. 79f. 1989. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- LANE, R. R.; MASHRIQUI, H. S.; KEMP, G. P.; DAY, J. W.; DAY, J. N; HAMILTON, A. (2003). Potential nitrate removal from a river diversion into a Mississippi delta forested wetland. *Ecological engineering*, v. 20, p. 237-249.
- LEGENDRE P.; LEGENDRE L. (1998). *Numerical Ecology*, Elsevier Science V. B., Amsterdam.
- LOPES-FERREIRA, C. L. (2000). *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), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.
- LOPES-FERREIRA, C. L. (1998). Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes domésticos lançados na lagoa de Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F. A. *Ecologia das lagoas costeiras do parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. p. 375-389.
- LOPES-FERREIRA, C. L. (1998). A importância da região colonizada por macrófitas aquáticas na mitigação da degradação sanitária da lagoa Imboassica. In:

- ESTEVES, F. A. *Ecologia das lagoas costeiras do parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. p. 390-399.
- LUCIANO, S. C. (1996). *As macrófitas aquáticas E. azurea (Kunt) e B. arrecta (Stent) como armazenadoras de nitrogênio e fósforo na região inundável do rio Taquari (Zona de desembocadura na represa Jurumirn-SP)*. 1996. São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). *Water analysis; some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association. N. 36. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall. 117 p.
- MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; GROTH, C. (2004). The effects of flood pulse on the macrophyte community in a shallow lake of Southern Brazil. *Acta. Limnol. Bras.* v. 16 (2), p. 103-113.
- MARQUES, J. J., D'AVILA, J. S. (1995). An algorithm optimization to project and simulate aerobic and facultative stabilization ponds. In: 3rd. *IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP*. Waste Stabilization ponds: Technology an Application. (1995: João Pessoa, Pb) João Pessoa: IAWQ.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.
- MAYER, T.; PTACEK, C.; ZANINI, L. (1999). Sediments as a source of nutrients to hypereutrophic marshes of Point Peele, Ontario, Canada. *Wat. Res.*, v. 33, n. 6, p. 1460-1470.
- MENDONÇA, S. R. (1990). *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos*. 388p.
- METCALF; EDDY. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, disposal, e reuse*. 3 ed. McGraw-Hill. New York. 1334 p.
- MINTE – VERA, C. (1999). Métodos de análise espécie-ambiente. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 54: p. 17-19.
- MITSCH W. J.; GOSSELINK J. G. (2000). *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York, 4rd ed., 920p.
- MOCCELLIN, J. (2006) *A microbacia do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para a sustentabilidade dos recursos hídricos do Baixo Ribeira de Iguape – SP*. 143f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Calos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

- MORENO, M. D. et al. (1988). Modeling the performance of deep waste stabilization ponds. *Wat. Res. Bull.* v. 24, n. 2, p. 377-386.
- MOSCHINI-CARLOS V.; PÔMPEO, M.; HENRY, R. (1998). Caracterização limnológica de uma baía marginal ao rio Paranapanema (Zona de Desemboradura na represa de Jurumirim, SP.) *Acta Limnol. Brasiliensia*, v.10, n. 2, p. 1-19.
- MOTTA-MARQUES, D.M.L.; IRGANG, B.; GIOVANNINI, S.G.T. (1997). A Importância do Hidroperíodo no Gerenciamento de Água em Terras Úmidas (Wetlands) com Uso Múltiplo: O caso da Estação Ecológica do Taim. *XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Vitória, Novembro. vol. 3. p. 1-8.
- MURPHY, K. J.; BARRETT, P. R. F. (1999). Chemical control of aquatic weeds. In: MWANUZI F.; AALDERINK, H.; MDAMO, L. (2002). Simulation of pollution buffering capacity of wetlands fringing the Lake Victoria. *Environmental International*, v. 29, p. 95-103.
- NEIFF, J.J. (1975). Fluctuaciones anuales en la composición fitocenótica y biomasa en lagunas isleñas del Paraná Medio. Santa Fe, Argentina, *Ecosur*, v. 3(4), p. 153-183.
- NEIFF, J. J. (2003). Planícies de Inundação São Ecótonos? In: HENRY, R. *Ecótonos nas Interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima Ed., p. 29-46.
- NEIFF, J. J.; NEIFF, M. Descrição del Programa PULSO. Disponível em: <http://www.neiff.com.ar/downloads/descripcion.htm>>. Acesso em: 07 de fev. 2005.
- NEIFF, J. J.; POI de NEIFF, A. (2003). Connectivity processes as basis for management of aquatic plants. In: THOMAZ S. M. e BINI, L. M. *Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, EDUEM, p. 39-58.
- NEIFF, J. J. (2001). Diversity in some tropical wetland systems of South America. In: GOPAL, B.; JUNK, W. J.; DAVIS, J. A. *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. v. 2, p.157-186.
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A . S. G.; CASCO, S. (2001). The effect of prolonged floods on Eichhornia crassipes growth in Paraná River floodplain lakes. *Acta Limn. Bras.*, v. 13 (1). p.: 51-60.
- NEIFF, J. J. (1996). Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat.Verein. Limnol*, v. 2, n. 1, p. 167-181.

- NEIFF, J. J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. 97-145 In: Malvarez, A.I.; Kandus, P. *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. 224p. ORCYT-MAB (UNESCO), p. 97-145.
- NEIFF, J. J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, Caracas, v. 15, n. 6, p. 424-441.
- NICHOLS, D. S. (1983). Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 55, p. 495-505.
- NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F. A.; COUTUNHO, O. (2000). Importância dos estandes flutuantes de macrófitas aquáticas para as características limnológicas e para a ciclagem de nutrientes da Lagoa do Infernã. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. ed. Rima. vol. 2. p. 599-612.
- NOGUEIRA F.; ESTEVES, F. A.; PRAST, A. E. (1996). Nitrogen and phosphorus concentration of different structures of the aquatic macrophytes Eichhornia azurea Kunth and Scirpus cubensis Poepp & Kunth in relation to water level variation in Lagoa Infernã (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*. v. 328 (3). P. 199-205.
- OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F. (2000). Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*. v. 427, p. 101-112.
- PAZ, A. R. (2003). Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS). 136f. 2003. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.
- PATRICK, W. H. JR. (1994). From wastelands to wetlands. *Journal of environmental Quality*, Madison, v. 2, p. 892-896.
- PEARSON, H.; et al. (1995). The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n. 12, p. 129-139.
- PEREZ, A. C.; SENNA, P. A. C. (2000). Parâmetros físicos e químicos da Lagoa do Diogo. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. ed. Rima. vol. 2. p. 377-386.
- PETRACCO, P. (2006). Efeito das variáveis abióticas na produção primária de Egeria najas e Utricularia breviscapa da lagoa do Óleo (estação Ecológica de Jataí,

- Luiz Antônio – SP*). 150 f. 2006. Tese (doutorado), Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais.
- PETRACCO, P. (1995). Determinação da biomassa e Estoque de nitrogênio e fósforo de *Polygonum spectabile* Mart. E *Paspalum repens* Berg da Represa de Barra Bonita (SP). 108f. 1995. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental.
- PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (1990). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: University Press, p. 136-173.
- PINTO, N. L. S.; HOLTZ, A.C. T.; MARTINS, J. A. (1973). *Hidrologia de superfície* 2ª. ed. São Paulo, Edgard Blucher; Curitiba, Centro de estudos e pesquisas de hidráulica e hidrologia da Universidade Federal do Paraná.
- POI de NEIFF; NEIFF, J. J.; PATINO, C. A.; RAMOS, A. O.; CACERES, J. R.; FRUTOS, S. M.; VERON, M. B. (1999). Estado trófico de dos lagunas em planícies anegables com areas urbanas de la provincia de Corrientes. *Facena*, vol. 15. p. 93-110.
- POMPEU, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. (2003). *Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos*. Ed. Rima. São Carlos. 124p.
- PONTIER, H., WILLIAMS, J. B., MAY, E. (2004). Progressive changes in water and sediment quality in a wetland system for control of highway runoff. *The Science of the Environment*, v. 319, p. 215-224.
- RAMSAR. (2004). *The list of Wetlands of International Importance*. p. 1-34. Disponível em: <www.ramsar.org/>. Acesso em: 02 dez de 2005.
- REBOUÇAS, A. C. (1999). Água doce no mundo e no Brasil, In: Rebouças, A. C.; Braga; TUNDISI, J. G. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Ed. Escrituras. São Paulo. p. 1-37.
- REDDY, K.R.; PATRICK, W.H. (1984). Nitrogen transformation and loss in flooded soils and sediments. *Critical Reviews in Environmental Control*, v.13, p. 273-309.
- REDDY, K.R.; D'ANGELO, E.M. (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. In: MITSCH W.J. (Ed.). *Global Wetlands: Old World and New*. p. 309-324.
- RHOADS, K. R.; MILLER, M. V. (1990). Impact of riverine wetlands construction and operation on stream channel stability. *Environm. Management*, v. 14, p. 799-807.
- RIBEIRO, M. C. L. B. (1994). *Conservação da Integridade biótica das comunidades de peixes do Ribeirão Gama: Área de Proteção Ambiental (APA) Gama/Cabeça de*

- Veado. Brasília, DF. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rio Claro, São Paulo.
- RICHARDSON, C. J. (1996). Wetlands In: MAYS, L. W. (Ed.) *Water Resources Handbook*, Mc. Graw-Hill, Professional Book Grow, New York, NY. USA. p. 13-44.
- RIGHETTO, A. M. (1998). *Hidrologia e Recursos Hídricos*. São Carlos: EESC/USP. 819p.
- RHOADS, K. R.; MILLER, M. V. (1990). Impact of riverine wetlands construction and operation on stream channel stability. *Environmental Management*, v. 14. p. 799-807.
- ROCHA, R. R. A.; THOMAZ, S. M. (2004) Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS - Brasil). *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 26, n. 3, p. 261-271.
- ROCHA, P. C. (2004). Conectividade hidrológica e aspectos físico-químicos no sistema rio Baía/Canal Corutuba/rio Ivinheima, região SE de Mato Grosso do Sul – Brasil. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas*. Três Lagoas, novembro, v. 1 – ano 1, p. 69-90.
- RUBIM, M. A.; CAMARGO, A. F. M. (2001). Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do rio Preto, Itanhaém, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 13 (1), p. 75-83.
- SAMECKACYMERMAN, A.; KEMPERS, A. J. (1996) Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wroclaw, Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.35 (3), p. 242-247.
- SCHNACK, J. A.; F. DE FRANCESCO; F. GALLIARI; J. J. NEIFF; N. OLDANI; E. SCHNACK G. ; SPINELLI. (1995). Estudios ambientales regionales para el proyecto de control de inundaciones. *Informe final. Minist. del Interior (SUPCE)*, Buenos Aires. p.149.
- SEADE, *Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados*. 2005. disponível em: <<http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfil.php>>. Acesso em: 20 de abril 2006.
- SEIDEL, K. (1976). Macrophytes and water purification. In: TOUBIER J.; PIERSON, R. W. JR. *Biological control of water pollution*. University of Pennsylvania Press, Philadelphia – PA. p. 109-121.

- SALATI, SALATI E.; SALATI-FILHO, E. (1998). Projects of wetlands developed in Brazil. *Proceedings of 6th International Conference on Wetland Systems for water Pollution Control*. September 27th to October 2nd. Águas de São Pedro, SP. p. 11-24.
- STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. 2005. Disponível em: www.statsoft.com.
- STERN, D. A.; KHANBILVARDI, R.; ALAIR, J. C. RICHARDSON, W. (2001). Description of flow through a natural wetland using dye tracer test. *Ecological Engineering*, v.18, p. 173-184.
- SOTO-JIMENEZ, M. F.; PAEZ-OSUNA, F.; BOJORQUEZ-LEYVA, H. (2003). Nutrient cycling at the sediment-water interface and in sediments at Chiricahueto marsh: a subtropical ecosystem associated with agricultural land uses. *Water Research*. v. 37, p. 719 -728.
- STRIPARI, N. H.; HENRY, R. (2002). The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River in to Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Braz. J. Biol.*, v. 62 (2), p. 293-310.
- STUM, W.; MORGAN, J. (1981). *Aquatic Chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. John Wiley e Sons, New York.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SMA). (1995). *Relatório de apresentação do Projeto "Preservação da Floresta Tropical (Mata Atlântica) no Estado de São Paulo"*, DPRN/CPRN, SMA/IF/CINP.
- SUZUKI, M. S.; ESTEVES, F. A. (2000). Influence of water level on the dynamics of organic matter, macronutrients and phaeopigments of sediment at a tropical lake. Lagoa do Infernã, São Paulo, Brazil. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds.). *Estação Ecológica de Jataí – estudos integrados em ecossistemas*. Vol. 2, Rima Editora – São Carlos, p. 365-375.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L.M. (1997). Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. A.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N. S. A. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Editora da Universidade Estadual de Maringá. p. 73-102.
- THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; ROBERTO, M. C.; ROCHA, R. R. A. (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the

- influence of hydrometric levels. In: Sidinei Magela Thomaz; Angelo Antonio Agostinho; Norma Segatti Hahn. (Org.). *The upper Paraná River and its floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, v. , p. 75-102.
- THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; LANSAC TOHA, F. A.; LIMA, A. F.; ESTEVES, F. A. (1992). Características limnológicas de uma estação de amostra do alto rio Paraná e outra do Baixo rio Ivinheima - (PR, MS-Brasil). *Acta Limnol.* vol. IV. p. 32-51.
- TINER, R. W. (1999). *Wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping*. Boca Raton, Fla: Lewis Publishers. p. 392.
- TINER, R. W. (1993). Wetlands are ecótono: reality or myth? IN: GOPAL, B.; HILLBRICHT, A.; WETLZEL, R. G. (eds): *Wetlands and ecotones: individualistic studies on land-water interactions*. National Inst. Of Ecol., N. Decchi, p. 1-15.
- TRINDADE, M. (1980). *Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas-Itirapina)*. 1980. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- TRIPATHI, B. D.; SHUKLA. (1991). Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. *Environmental Pollution*, v.69, p. 69-78.
- UEHARA, M. Y. (1989). *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo; CETESB. (Séries Manuais/ Secretaria do Meio Ambiente). 91p.
- USEPA (2000). Volunteer Wetland Monitoring na Introduction and Resource Guide. EPA. 843-B-00-001. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetland Division, Washington, D. C.
- USEPA (2001). National Water Quality Inventory. 2001. Report. EPA. 841-r-02-001. U.S. Environmental Protection Agency. Visite: <www.epa.gov>
- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO – USP (2004). *Diretrizes para apresentação de dissertações e teses da USP*. Documento eletrônico e impresso. Acesso em: 30/08/2006.
- VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. (1999). Wetlands for wastewater treatments: opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v. 12 (1-2), p. 5-12.

- VON SPERLING, E. (1999). *Morfologia de lagoas e represas*. DESA, UFMG, Belo Horizonte, 138p.
- VON SPERLING, M. (1996). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 243p.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, vol. 11, p. 105-119.
- WANTZEN, K. M.; JUNK, W. J. (2000). The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: a tropical perspective. In: Gopal, B.; Junk, W.J.; Davis, J.A.. (Org.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. 1 ed. Leider: Backhuys Publishers, v. 1, p. 11-34.
- WELCOMME, R.L. River fisheries. (1985). *FAO Fisheries Technical Paper*. n.262. FAO, Rome. 330p.
- WELTLAKE, D. F. (1965). Some basic investigation of the productivity of aquatic macrophytes. *Mem. Ist. Ital. Hidrobiol.*, v.18, p.229-248.
- WETZEL, R. G. (1993). *Limnologia*. Tradução e prefácio Maria José de Lemos Boavida. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 919p.
- WETZEL, R. G.; HOUGH, R. A. (1973). Productivity and role of macrophytes in lakes an assessment. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, v. 20 (1). P. 9-19.
- WHIGHAM, P. A.; YOUNG, W. J. (2001). Modelling River and Floodplain Interactions for Ecological Response. *Mathematical and Computer Modelling*, v. 33, p. 635-647, 2001.
- WHITAKER, V. A. (1993). *A área alagada da Represa do Lobo (Itirapina, SP). Os processos Ecológicos Associados ao Potencial de Desnitrificação dos Sedimentos*. 1993. 137f. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos.
- WHITAKER, V. A.; MATVIENKO, B.; TUNDISI, J.G. (1995). Spatial heterogeneity of physical and chemical conditions in a tropical reservoir wetland. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v. 1, p.169-75.

- WHITE, G. C.; SMALLS, I. C.; BEK, P. A. (1994). Carcoar wetland – a wetland systems for river nutrient removal. *Water Science and Technology*, v. 29 (4), p. 169-176.
- WILLIAMS, M. (1990). Understanding wetlands. In: Williams M. editor. *A Threatened landscape*. Institute of British Geographers Basil Blackwell, p. 1-55.
- WOOTEN, J. W.; DOOD, J. D. (1976). Growth of water hyacinth in treated sewage effluent. *Econ. Bot.* v. 30: 29-37.
- ZAGORC-KONCAN, J.; COTMAN, M. (1996). Impact assessment of industrial and municipal effluents on surface water - A Case study. *Water. Sci. Tech.*, v. 34 (7-8), p. 141-145.

ANEXOS

ANEXO A

Tabela 1: Atributos da função FITRAS (NEIFF, 1999 e 1990).

Definição	Medição (Schnack et al., 1995)		
	Algoritmo	Limite inferior	Limite superior
Frequência: número de vezes que ocorre um fenômeno determinado dentro de uma unidade de tempo (ex. inundações de 8 m no hidrômetro do rio Jacupiranga)	Limnofase: número de anos/período com vazão média anual menor que a vazão de transborde ou vazão média multianual do período. Potamofase: número de anos/período com vazão média anual maior que a vazão de transborde ou vazão multianual do período.	0 0	1 1
Intensidade: magnitude alcançada por uma fase de inundação ou seca. Mede-se geralmente pelo valor alcançado no hidrômetro mais próximo ou em termos de vazão de água.	Limnofase: 1-(vazão mínima mensal de anos secos/vazão de transborde ou média multianual). Potamofase: vazão máxima mensal de anos úmidos/vazão de transborde ou multianual.	1 1	0 $1 \rightarrow \infty$
Tensão: valor do desvio típico desde as médias máximas ou desde as médias mínimas de uma curva de flutuação hidrométrica do rio. É definido também como envolvente de flutuação e permite estabelecer a variabilidade na magnitude dos eventos de inundação e seca. Se expressa geralmente em valores hidrométricos ou em vazão.	Limnofase e Potamofase: coeficiente de variação (desvio/média) de vazões média de anos secos ou de anos úmidos.	$\rightarrow 0$	1
Recorrência: corresponde a probabilidade estatística de um evento de inundação ou seca de magnitude determinada dentro de um século ou milênio. É dada pela frequência relativa.	Limnofase: 1- (probabilidade de incidência de vazões médias multianuais de anos secos). Potamofase: probabilidade de incidência de vazões médias multianuais de anos úmidos.	$\rightarrow 0$ $\rightarrow 0$	$\rightarrow 1$ $\rightarrow 1$
Amplitude: também expressa como duração, é o segmento de tempo que o rio permanece em uma fase de limnofase ou de potamofase de determinada magnitude.	Limnofase: (número de meses contínuos com vazão média mensal menor que a vazão de transborde ou vazão média multianual)/12. Potamofase: (número de meses contínuos com vazão média mensal maior que a vazão de transborde ou vazão média multianual)/12.	0 0	1 1
Estacionalidade: refere-se a frequência estacional em que ocorrem as fases de limnofase e potamofase. Os organismos, exceto o homem têm ajustes de seus ciclos de vida (fertilidade, reprodução, crescimento) na época em que ocorrem os eventos hidrológicos.	Limnofase e potamofase: baseada no conceito de regularidade temporal		

ANEXO B - Figuras

Figura 1: Lançamento do efluente da ETE do município de Cajati.

Figura 2: Fotografia área do complexo industrial (mineração e de extração de apatita e carbonatito), no município de Cajati-SP.

Figura 3: Paisagem do sistema de áreas alagáveis.

Figura 4: Fotografia do levantamento topográfico, realizado em março/06.

ANEXO C – Tabelas

Tabela 1: Vazão (m³/s) , velocidade média (m/s), largura (m) e área (m²), ao longo dos dias de coleta no período de janeiro/05 e abril/05.

Estações	dias	Vazão (m ³ /s)	Vel. Média (m/s)	Largura (m)	Área (m ²)
2	07/04/05	7,948	0,77	16,20	10,36
	08/04/05	7,531	0,76	16,20	9,90
	09/04/05	7,531	0,76	16,20	9,90
	10/04/05	7,376	0,85	16,00	8,62
	16/07/05	3,485	0,80	10,40	4,37
	17/07/05	3,431	0,78	10,40	4,37
	18/07/05	3,452	0,79	10,40	4,39
	19/07/05	3,439	0,78	10,40	4,41
	20/07/05	3,438	0,81	10,40	4,26
3	19/01/05	0,097	0,14	2,40	0,69
	20/01/05	0,181	0,14	2,40	1,27
	23/01/05	0,255	0,13	2,50	1,67
	07/04/05	0,043	0,43	1,10	0,10
	08/04/05	0,036	0,40	1,00	0,09
	09/04/05	0,031	0,39	1,00	0,08
	10/04/04	0,027	0,34	1,00	0,08
	11/04/05	0,025	0,35	1,00	0,07
	16/07/05	0,021	0,35	0,80	0,06
	17/07/05	0,020	0,33	0,80	0,06
	18/07/05	0,018	0,30	0,80	0,06
	19/07/05	0,017	0,34	0,80	0,05
	20/07/05	0,016	0,32	0,80	0,06
11	19/01/05	0,088	0,40	1,30	0,22
	23/01/05	0,486	0,68	1,50	0,68
	08/04/05	0,057	0,29	1,40	0,29
	09/04/05	0,053	0,18	1,40	0,29
	10/04/05	0,051	0,17	1,40	0,29
	11/04/05	0,048	0,17	1,40	0,28
	16/07/05	0,023	0,25	1,20	0,09
	17/07/05	0,022	0,24	1,20	0,09
	18/07/05	0,022	0,24	1,20	0,09
	19/07/05	0,020	0,22	1,20	0,09
	20/07/05	0,019	0,24	1,20	0,08

Tabela 2: Perfis verticais dos valores temperatura medidos na água das estações de coleta 6 e 9 em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

Prof. (m)	Out/04		Jan/05		abril/05		Julho/05	
	6	9	6	9	6	9	6	9
0,0	23,4	21,6	24,7	23,8	25,1	24,5	18,3	17,0
0,10	23,4	21,4	24,7	23,8	25,2	24,5	18,2	17,0
0,20	23,1	21,3	24,7	23,8	25,1	24,5	18,2	17,0
0,30	22,9	21,4	24,5	23,8	25,1	24,4	18,1	17,0
0,40	22,7		24,4	23,8	25,1	24,3	18,1	17,0
0,50	22,4		24,2	23,8	25,1	24,3	18,2	17,0
0,60	22,4		24,1	23,8	25,1		18,1	
0,70	22,3		23,8	23,8	25,1		18,1	
0,80			23,7	23,8	25,1		18,1	
0,90			23,7	23,7	25,0		18,1	
1,00			23,6	23,7	25,0		18,1	
1,50			23,6	23,7	25,0		18,1	
2,00			23,6					
2,50								

Tabela 3: Perfis verticais do pH medidos nas estações de coleta em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

Prof. (m)	Out/04						Jan/05						Jul/05					
	4	5	6	7	8	9	4	5	6	7	8	9	4	5	6	7	8	9
0,0	8,56	8,73	8,50	7,38	8,20	8,10	8,00	8,10	7,70	8,00	7,90	8,20	8,60	8,90	8,50	9,00	8,30	8,50
0,10	8,65	8,68	8,70	8,20	8,34	8,52	8,00	8,00	7,60	8,00	8,00	8,20	8,90	8,90	8,50	9,10	8,40	8,60
0,20	8,68	8,83	9,00	8,34	8,41	8,64	7,90	7,90	7,70	8,00	8,00	8,30	8,90	8,90	8,50	9,10	8,50	8,60
0,30	8,71	8,83	9,40	8,78	8,39	8,96	7,90	7,90	7,70	8,00	7,90	8,31	8,90	8,90	8,50	9,10	8,50	8,60
0,40	8,75	8,83	9,40	9,08	8,50		7,80	7,80	7,80	8,00	8,00	8,30	8,80	8,90	8,40	9,10	8,50	8,50
0,50	8,98	8,95	9,00	8,02	8,60		7,75	7,80	7,90	7,90	8,00	8,30	8,80	8,90	8,40	9,10	8,50	8,50
0,60	8,80	9,04	6,60	8,08			7,70	7,90	8,00	7,90	8,00	8,34	8,80	8,90	8,40	9,10	8,50	
0,70	8,82	9,10	6,40	8,27			7,67	7,70	8,00	7,90	8,00		8,80	8,80	8,40	9,10	8,50	
0,80	8,85	9,31		8,27			7,64	7,70	8,00	7,90	8,00		8,60	8,60	8,30		8,50	
0,90	8,87	9,46					7,60	7,70	8,10	7,90	7,90		8,50	8,50	8,30			
1,00	9,00						7,60	7,70		7,90	7,90		8,40	8,50	8,30			
1,50	9,00						7,50	7,70		7,90	8,00		7,80		8,30			
2,00							7,50	7,60		7,80	7,80							
2,50							7,60	7,68										

Tabela 4: Perfis verticais da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) medidas nas estações de coleta 6 e 9 em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

Prof. (m)	Out/04		Jan/05		abril/05		Julho/05	
	6	9	6	9	6	9	6	9
0,0	0,152	0,151	0,090	0,113	0,267	0,288	0,551	0,544
0,10	0,152	0,157	0,094	0,112	0,267	0,290	0,551	0,542
0,20	0,152	0,163	0,100	0,111	0,268	0,290	0,551	0,542
0,30	0,152	0,168	0,112	0,111	0,267	0,291	0,552	0,542
0,40	0,151		0,117	0,111	0,267	0,292	0,552	0,542
0,50	0,159		0,120	0,111	0,268	0,292	0,555	0,542
0,60	0,149		0,128	0,110	0,700		0,557	
0,70	0,150		0,144	0,110	0,274		0,557	
0,80			0,146	0,108	0,277		0,557	
0,90			0,148	0,107	0,278		0,557	
1,00			0,148	0,106	0,284		0,558	
1,50			0,148	0,105	0,267		0,558	
2,00			0,150					
2,50								

Tabela 5: Perfis verticais das concentrações de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) medidos nas estações de coleta 6 e 9 em outubro/04; janeiro/05; abril/05 e julho/05.

Prof. (m)	Out/04		Jan/05		abril/05		Julho/05	
	6	9	6	9	6	9	6	9
0,0	1,04	0,75	1,03	0,350	1,20	0,30	1,12	0,95
0,10	1,09	0,30	0,73	0,260	0,12	0,27	0,97	0,77
0,20	0,90	0,15	0,56	0,170	0,64	0,21	0,85	0,66
0,30	0,86	0,11	0,36	0,130	0,35	0,16	0,76	0,61
0,40	0,63		0,28	0,110	0,20	0,14	0,67	0,59
0,50	0,56		0,33	0,110	0,14	0,13	0,59	0,57
0,60	0,43		1,35	0,120	0,10		0,53	
0,70	0,32		2,17	0,120	0,09		0,44	
0,80			2,46	0,180	0,09		0,39	
0,90			2,64	0,220	0,08		0,34	
1,00			2,73	0,320	0,09		0,30	
1,50			2,93	0,450	0,08		0,25	
2,00			3,18					
2,50								

Tabela 6: Perfis verticais do potencial redox medidos nas estações de coleta 6 e 9 em outubro/04; janeiro/05 e julho/05. Em abril a sonda apresentou problema para esta variável.

Prof. (m)	Out/04		Jan/05		abril/05		Julho/05	
	6	9	6	9	6	9	6	9
0,0	-14,00	5,10	-17,40	-4,70	-	-	-43,30	-72,70
0,10	-16,00	-9,50	-13,50	-6,90	-	-	-49,40	-70,60
0,20	-17,50	-14,40	-12,40	-6,60	-	-	-49,40	-68,70
0,30	-18,60	-26,60	-11,90	-6,70	-	-	-51,70	-62,40
0,40	-18,90		-12,10	-6,50	-	-	-53,00	-61,50
0,50	-19,00		-11,70	-5,80	-	-	-55,20	-60,70
0,60	-18,70		-12,00	-5,40	-	-	-55,40	
0,70	-21,30		-13,10	-5,50	-	-	-55,40	
0,80			-13,60	-4,20	-	-	-57,10	
0,90			-12,30	-3,50	-	-	-54,60	
1,00			-10,70	-2,00	-	-	-54,40	
1,50			-20,90	-0,80	-	-	-19,10	
2,00			-22,40		-	-		
2,50					-	-		

ANEXO D – Testes estatísticos

Tabela 1: Resultado da MANOVA seguido do teste de hipótese para verificar o efeito da sazonalidade (seca e cheia), sobre o conjunto de dados.

Test for effect called: SAZON					
Univariate F Tests					
Effect	SS	df	MS	F	P
TEMP	0.042	1	0.042	110.206	0.000
Error	0.007	18	0.000		
PH	4.394	1	4.394	121.600	0.000
Error	0.650	18	0.036		
COND	0.234	1	0.234	24.435	0.000
Error	0.172	18	0.010		
OD	19.603	1	19.603	0.736	0.402
Error	479.631	18	26.646		
ALC	0.007	1	0.007	1.069	0.315
Error	0.125	18	0.007		
DQO	0.008	1	0.008	0.593	0.451
Error	0.231	18	0.013		
NT	0.005	1	0.005	1.675	0.212
Error	0.056	18	0.003		
PT	0.020	1	0.020	0.044	0.836
Error	8.313	18	0.462		
NH4	0.062	1	0.062	4.756	0.043
Error	0.234	18	0.013		
NO3	0.050	1	0.050	36.366	0.000
Error	0.025	18	0.001		
NO2	0.402	1	0.402	45.796	0.000
Error	0.158	18	0.009		
PD	0.816	1	0.816	0.998	0.331
Error	14.731	18	0.818		
PO4	1.589	1	1.589	2.066	0.168
Error	13.848	18	0.769		
SIO	0.163	1	0.163	24.447	0.000
Error	0.120	18	0.007		
SSI	0.001	1	0.001	0.004	0.949
Error	4.154	18	0.231		
SSO	0.339	1	0.339	4.564	0.047
Error	1.338	18	0.074		
SST	0.146	1	0.146	1.028	0.324
Error	2.553	18	0.142		
Multivariate Test Statistics					
Wilks' Lambda =	0.004				
F-Statistic =	32.067	df = 17,	2	Prob =	0.031
Pillai Trace =	0.996				
F-Statistic =	32.067	df = 17,	2	Prob =	0.031
Hotelling-Lawley Trace =	272.570				
F-Statistic =	32.067	df = 17,	2	Prob =	0.031

Continuação Anexo D

Tabela 2: Resultado da MANOVA, seguido do teste de hipótese para verificar o efeito da caracterização espacial (alagado x rio) sobre o conjunto de dados.

Test for effect called: AREA					
Univariate F Tests					
Effect	SS	df	MS	F	P
TEMP	0.001	1	0.001	0.220	0.644
Error	0.048	18	0.003		
PH	0.011	1	0.011	0.038	0.847
Error	5.033	18	0.280		
COND	0.067	1	0.067	3.552	0.076
Error	0.339	18	0.019		
OD	301.372	1	301.372	27.417	0.000
Error	197.862	18	10.992		
ALC	0.007	1	0.007	0.965	0.339
Error	0.125	18	0.007		
DQO	0.002	1	0.002	0.124	0.729
Error	0.237	18	0.013		
NT	0.000	1	0.000	0.012	0.912
Error	0.061	18	0.003		
PT	1.500	1	1.500	3.951	0.062
Error	6.833	18	0.380		
NH4	0.066	1	0.066	5.143	0.036
Error	0.230	18	0.013		
NO3	0.006	1	0.006	1.611	0.220
Error	0.069	18	0.004		
NO2	0.002	1	0.002	0.053	0.821
Error	0.558	18	0.031		
PD	0.632	1	0.632	0.763	0.394
Error	14.915	18	0.829		
PO4	0.921	1	0.921	1.143	0.299
Error	14.516	18	0.806		
SIO	0.000	1	0.000	0.017	0.899
Error	0.282	18	0.016		
SSI	0.007	1	0.007	0.029	0.868
Error	4.149	18	0.230		
SSO	0.329	1	0.329	4.394	0.050
Error	1.348	18	0.075		
SST	0.023	1	0.023	0.155	0.698
Error	2.676	18	0.149		
Multivariate Test Statistics					
Wilks' Lambda =	0.018				
F-Statistic =	6.511	df = 17, 2	Prob =	0.141	
Pillai Trace =	0.982				
F-Statistic =	6.511	df = 17, 2	Prob =	0.141	
Hotelling-Lawley Trace =	55.341				
F-Statistic =	6.511	df = 17, 2	Prob =	0.141	

continuação **Anexo D**

Tabela 3: Resultados do teste MANOVA para testar o efeito da sazonalidade sobre o conjunto de dados do sedimento.

Test for effect called: SAZONAL					
Univariate F Tests					
Effect	SS	df	MS	F	P
NT	0.088	1	0.088	0.516	0.481
Error	3.397	20	0.170		
PTOTAL	0.000	1	0.000	0.002	0.966
Error	0.505	20	0.025		
MO	0.010	1	0.010	0.154	0.699
Error	1.263	20	0.063		
CASC	16.228	1	16.228	2.104	0.162
Error	154.279	20	7.714		
AREIA	2.470	1	2.470	0.709	0.410
Error	69.682	20	3.484		
ARGILA	42.184	1	42.184	1.541	0.229
Error	547.558	20	27.378		
SILTE	931.078	1	931.078	11.329	0.003
Error	1643.759	20	82.188		
Multivariate Test Statistics					
Wilks' Lambda =	0.429				
F-Statistic =	2.660	df =	7, 14	Prob =	0.057
Pillai Trace =	0.571				
F-Statistic =	2.660	df =	7, 14	Prob =	0.057
Hotelling-Lawley Trace =	1.330				
F-Statistic =	2.660	df =	7, 14	Prob =	0.057

continuação **Anexo D**

Tabela 4: Resultados do Teste MANOVA para verificar diferenças significativas espaciais, entre, o sistema de áreas alagáveis e rio.

Test for effect called: AREA					
Univariate F Tests					
Effect	SS	df	MS	F	P
NT	1.704	1	1.704	19.149	0.000
Error	1.780	20	0.089		
PTOTAL	0.012	1	0.012	0.479	0.497
Error	0.493	20	0.025		
MO	0.498	1	0.498	12.869	0.002
Error	0.774	20	0.039		
CASC	4.791	1	4.791	0.578	0.456
Error	165.716	20	8.286		
AREIA	32.897	1	32.897	16.761	0.001
Error	39.255	20	1.963		
ARGILA	398.573	1	398.573	41.699	0.000
Error	191.169	20	9.558		
SILTE	13.993	1	13.993	0.109	0.744
Error	2560.843	20	128.042		
Multivariate Test Statistics					
Wilks' Lambda =	0.256				
F-Statistic =	5.799	df =	7,14	Prob =	0.003
Pillai Trace =	0.744				
F-Statistic =	5.799	df =	7,14	Prob =	0.003
Hotelling-Lawley Trace =	2.899				
F-Statistic =	5.799	df =	7,14	Prob =	0.003

ANEXO D – Figuras

Figura 5: Correlação entre precipitação pluviométrica e a vazão do rio Jacupiranguinha.

Figura 6: Correlação entre precipitação pluviométrica e os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha.

Figura 7: Correlação entre os níveis hidrométricos do rio Jacupiranguinha e os níveis hidrométricos da lagoa II.

Figura 8: Correlação entre os níveis hidrométricos e vazão medidos no rio Jacupiranguinha.