

# ANÁLISE DA FUNÇÃO DE UMA VÁRZEA NA CICLAGEM DE NITROGÊNIO

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 03 / 10 / 2003

Ass.: *Corina*

**Corina Verónica Sidagis Galli**

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental.

**Orientador: Prof. Dr. Bohdan Matvienko Sikar**

São Carlos

2003



DEDALUS - Acervo - EESC



31100044258

Class.	TESE-EESC
Curr.	5364
Tombo	T007104
Sysno	1357385

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

S568a

Sidagis Galli, Corina Verónica

Análise da função de uma várzea na ciclagem de nitrogênio / Corina Verónica Sidagis Galli. -- São Carlos, 2003.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2003.

Área : Ciências da Engenharia Ambiental.


Orientador: Prof. Dr. Bohdan Matvienko Sikar.


1. Várzea. 2. Nitrogênio. 3. Ciclagem de nutrientes. 4. Rios. I. Título.


**FOLHA DE JULGAMENTO**

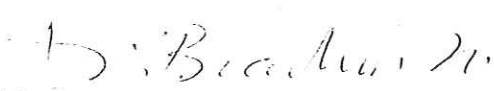
Candidata: Licenciada **CORINA VERÓNICA SIDAGIS GALLI**

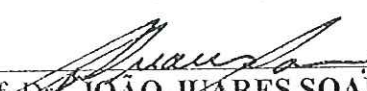
Tese defendida e julgada em 05-08-2003 perante a Comissão Julgadora:

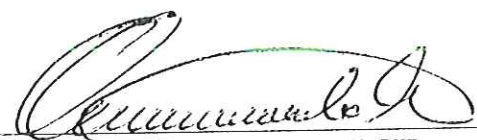
  
Prof. Dr. **BOHDAN MATVIENKO SIKAR (Orientador)**  
(Instituto de Química de São Carlos/USP) aprovada

  
Prof. Tit. **HARRY EDMAR SCHULZ**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) APROVADO

  
Profa. Dra. **TAKAKO MATSUMURA TUNDISI**  
(Instituto Internacional de Ecologia/IEE) aprovada

  
Prof. Dr. **IRINEU BIANCHINI JÚNIOR**  
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar) aprovada

  
Prof. Dr. **JOÃO JUARES SOARES**  
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar) aprovada

  
Prof. Doutor **VALDIR SCHALCH**  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação  
em Ciências da Engenharia Ambiental

  
Profa. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Aos meus pais,  
José Pedro e Corina

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Dr. Bohdan Matvienko pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho como orientador e pelos ensinamentos compartilhados.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola pela infraestrutura cedida no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo enquanto coordenador do Curso de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental e pela colaboração incondicional.

A Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Takako Matsumura Tundisi pela infraestrutura cedida para a realização dos ensaios de nitrificação e desnitrificação no Instituto Internacional de Ecologia.

Ao Prof. Dr. Sergi Sabater do Departamento de Ecologia da Universidade de Barcelona, Espanha pelas longas discussões por e-mail no começo do projeto e pelas sugestões em nosso encontro em Valência, Espanha.

Aos professores Dr. Harry E. Schulz, Dr. Irineu Bianchini Jr., Dr. João José Juarez e Dra. Takako Matsumura Tundisi pelas sugestões no exame de defesa.

Aos professores Dr. José Eduardo dos Santos e Dr. Antônio A. Mozeto pelas sugestões no exame de qualificação.

Aos funcionários e colegas do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, especialmente a: Amândio, América, Betão, Claudete, Ivan, Luci, Mara, Marcelo, Miro e Sônia pela colaboração no desenvolvimento do projeto.

Aos colegas e funcionários do Instituto Internacional de Ecologia pela ajuda nos experimentos e pela amizade.

À minha família pelo carinho, apoio incondicional e contínuo estímulo.

Ao Donato por seu amor, com tudo o que isso significa.

À família Abe pelo carinho e calorosa acolhida.

Ao Marlon que mais que um amigo é um irmão.

Aos amigos: Rita, Esperanza, Orlando e Lía Andrea, Alexandre, Ana Cristina e Ana Beatriz, Paula, Wania, William e Claudia e Lida Patrícia pelo carinho, força, paciência e conselhos.

As amigas Cecília, Mônica, Patrícia, Adriana e Alejandra pela amizade de toda uma vida.

A Kiko e Perseu pela lição de vida e aos seus filhotes Catherine, Hanna, Ernest, Edmund, Burton, Scott, Mallory e Irvine pela ternura.

Àqueles que de uma forma ou de outra colaboraram para a concretização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>Lista de Figuras</b> .....	v
<b>Lista de Tabelas</b> .....	vii
<b>RÉSUMO</b> .....	viii
<b>ABSTRACT</b> .....	ix
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>OBJETIVOS</b> .....	11
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	12
1. Local de estudo .....	12
1.1. Estações de amostragem .....	13
2. Amostragem .....	15
2.1. Análises das amostras .....	16
3. Experimentos de laboratório .....	17
3.1. Estimativa do processo nitrificante .....	17
a) Preparo das amostras .....	18
b) Análise e cálculo das taxas de nitrificação .....	19
3.2. Estimativa do processo desnitrificante .....	19
a) Preparo das amostras .....	19
b) Análise e cálculo das taxas de desnitrificação .....	20
4. Análise estatística dos resultados dos experimentos de nitrificação e desnitrificação	21
5. Modelo de estimativa de fluxos .....	22
5.1. Estimativa dos fluxos de água superficial e subterrânea .....	22
5.2. Proporção entre água de várzea e água de terreno seco .....	24
<b>RESULTADOS</b> .....	26
1. Condições climáticas .....	26
2. Condições hidrológicas .....	27
2.1. Vazão no ribeirão do Feijão .....	27
2.2. Variação do nível da água da interface nos piezômetros .....	28
2.3. Direção do fluxo de escoamento da água sub-superficial.....	29
3. Características físicas e químicas da água superficial e sub-superficial.....	31
3.1. pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água .....	31
3.2. Concentrações de nutrientes .....	35
a) Fosfato Inorgânico, Fósforo Total Dissolvido, Fósforo Total .....	35
b) Silicato Reativo Solúvel .....	36
c) Nitrito, Nitrato, Amônio, Nitrogênio Total Kjeldahl .....	39
4. Experimentos de nitrificação .....	43

a) Características físicas e químicas da água sub-superficial.....	43
b) Características físicas e químicas do sedimento .....	45
c) Quantificação da atividade nitrificante .....	46
d) Análise estatística dos resultados .....	52
5. Experimentos de desnitrificação .....	53
a) Características físicas e químicas da água sub-superficial.....	53
b) Características físicas e químicas do sedimento .....	53
c) Quantificação da atividade desnitrificante .....	53
d) Análise estatística dos resultados .....	55
6. Modelo de estimativa de fluxos .....	56
6.1. Estimativa dos fluxos de água superficial e subterrânea .....	56
6.2. Proporção entre água de várzea e água de terreno seco .....	57
<b>DISCUSSÃO</b> .....	60
<b>CONCLUSÕES</b> .....	73
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	75
<b>ANEXO</b> .....	82



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Geomorfologia da bacia indicando os habitats terrestre (Planalto) e lótico (Rio/Zona ripária). O habitat lótico está subdividido nos subsistemas parafluvial (Para.), ripário (Rip.) e ribeirinho (Rio). As interações laterais (Planalto/Rio) e longitudinais (Montante/Jusante) estão representadas por setas (adaptado de DAHM <i>et al.</i> , 1998).....	3
Figura 2.	Ciclo do nitrogênio em solos alagados (adaptado de PINAY <i>et al.</i> 2002).	5
Figura 3.	Vista da área selecionada para o estudo na várzea do ribeirão do Feijão.....	12
Figura 4.	Mapa da bacia do ribeirão do Feijão indicando a várzea e a área selecionada para o estudo (seta vermelha).....	13
Figura 5.	Disposição dos piezômetros na várzea e os pontos de coleta de água no canal do ribeirão.....	14
Figura 6.	Piezômetro instalado no local de estudo.....	15
Figura 7.	Precipitação e temperatura média do ar mensal da região de estudo para o período de coletas.....	26
Figura 8.	Velocidade do vento e radiação solar (valores médios), para os períodos entre coletas, durante o tempo de estudo.....	27
Figura 9.	Vazão e nível da água (Limnómetro) no ribeirão do Feijão, durante o período de estudo.....	27
Figura 10.	Nível da água de interface nos piezômetros da área de estudo durante o período de trabalho de campo.....	28
Figura 11.	Variação do nível da água (valores médios para o período de estudo) e do terreno para os piezômetros instalados na área de estudo.....	30
Figura 12.	Desenho indicando as componentes do fluxo da água sub-superficial baseada nos dados da variação do nível da água nos piezômetros.....	30
Figura 13.	Características físicas e químicas da água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.....	33
Figura 14.	Concentração de nutrientes (fosfato inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total) na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.....	37
Figura 15.	Concentração de silicato reativo solúvel na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.....	38

Figura 16. Concentração de nutrientes (nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total Kjeldahl) na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.....	41
Figura 17. Variações das concentrações de nitrito e nitrato ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e cada tratamento, no ensaio de nitrificação de agosto de 2000 (N-I).....	47
Figura 18. Variações das concentrações de nitrito e nitrato ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e cada tratamento, no ensaio de nitrificação de novembro de 2000 (N-II).....	49
Figura 19. Variações das concentrações de amônio, nitrito e nitrato ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e cada tratamento, no ensaio de nitrificação de novembro de 2001 (N-III).....	51
Figura 20. Variação da concentração de óxido nítrico no frasco de incubação (nM) ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e tratamento no ensaio de desnitrificação (D-I).....	54
Figura 21. Gráficos das concentrações de nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total Kjeldahl calculadas pelo modelo e observadas no campo para o ribeirão do Feijão (valor médio mensal para os pontos R10, 11 e 12).....	59

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1.	Características dos piezômetros instalados na área de estudo.....	15
Tabela 2.	Características físicas e químicas da água da interface, coletada nos piezômetros e utilizadas nos ensaios de nitrificação N-I, N-II e N-III, e desnitrificação D-I.....	44
Tabela 3.	Concentrações de nutrientes da água da interface, coletada nos piezômetros e utilizadas nos ensaios de nitrificação N-I, N-II e N-III, e desnitrificação D-I.....	44
Tabela 4.	Características físicas e químicas dos sedimentos utilizados nos ensaios de nitrificação N-I e N-II.....	45
Tabela 5.	Características físicas e químicas dos sedimentos utilizados nos ensaios de nitrificação N-III (novembro de 2001) e desnitrificação D-I.....	46
Tabela 6.	Atividade nitrificante para os sedimentos da várzea analisados em agosto de 2000 (N-I).....	48
Tabela 7.	Atividade nitrificante dos sedimentos da várzea analisados em novembro de 2000 (N-II).....	50
Tabela 8.	Atividade nitrificante dos sedimentos da várzea analisados em novembro de 2001 (N-III).....	52
Tabela 9.	Análise de regressão múltipla passo a passo para as variáveis dependentes: atividade nitrificante para amostras tratadas com clorato de N-II.....	52
Tabela 10.	Atividade desnitrificante dos sedimentos da várzea analisados em novembro de 2001 (D-I).....	55
Tabela 11.	Análise de regressão múltipla passo a passo para as variáveis dependentes: atividade desnitrificante para amostras controle e tratadas com acetileno (D-I).....	55
Tabela 12.	Dados utilizados no modelo hidráulico.....	56

## RESUMO

SIDAGIS GALLI, C.V. (2003). **Análise da função de uma várzea na ciclagem de nitrogênio**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos - SP.

Para identificar a influência de uma área de várzea do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP) sobre a ciclagem de nitrogênio e sobre a qualidade da água superficial e subsuperficial, foram analisadas as características físicas e químicas da água e determinadas as taxas de nitrificação e desnitrificação dos sedimentos da várzea. A maior concentração dos compostos nitrogenados foi observada na água de interface subsuperficial da várzea, região mais ativa em termos de fluxos de água e materiais. As taxas de nitrificação variaram de 0,145 a 0,068  $\mu\text{mol N-NO}_3\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$  e a rota metabólica predominante foi a autotrófica, na qual as bactérias utilizaram amônio como substrato. As taxas de desnitrificação tiveram um valor médio de 0,0081  $\text{nmol N}_2\text{O}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ . Mediante um modelo de estimativa foi calculado que 70 % da água que circula no ribeirão do Feijão provém do lençol que flui sob terras secas e o restante das áreas de várzea da bacia. Foi observado que existe uma considerável redução das concentrações dos compostos nitrogenados, principalmente do amônio, desde as zonas ripárias mais distantes do curso do rio até o canal, passando pela área de várzea. O funcionamento da várzea como sistema de filtro e depuração das águas subsuperficiais que alimentam o rio foi evidenciada pelas características físicas e químicas da água do rio em relação ao uso do solo na bacia.

Palavras-chave: várzea, nitrogênio, ciclagem de nutrientes, rios

## **ABSTRACT**

SIDAGIS GALLI, C.V. (2003). **Analysis of a floodplain's function in nitrogen cycling**. Doctoral Theses. São Carlos School of Engineering, University of São Paulo at São Carlos - SP.

In order to identify the influence of a floodplain area of the Feijão stream (São Carlos-SP) on surface and subsurface water quality, the physical and chemical characteristics of the water were analyzed and the floodplain sediment's nitrification and denitrification rates were determined. The highest concentration of nitrogen compounds was observed at the floodplain's subsurface water interface it being the most active region with respect to water and solute flow. Nitrification rates varied between 0.145 and 0.068  $\mu\text{mol N-NO}_3^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$  and the autotrophic metabolic route dominated, in which bacteria use ammonia as a substrate. Denitrification rate average was 0.0081  $\text{nmol N}_2\text{O} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ . Through a model it was estimated that 70 % of the water flowing in the Feijão stream came from the water table flowing under dry land, the remainder coming from the floodplain of the area. A significant reduction of nitrogen compound concentration, mainly ammonium, was observed between the more distant riparian zones and the river's channel going through the floodplain. The floodplain's action as a filtering system for the water reaching the river was brought out through the physical and chemical characteristics of the river water relative to land use in the catchment area.

*Keywords:* floodplain, nitrogen, nutrient cycling, streams

## INTRODUÇÃO

Tradicionalmente, as águas subterrâneas e os rios têm sido abordados como ecossistemas distintos na maioria das pesquisas ecológicas. Os rios caracterizam-se por um fluxo hidráulico turbulento, curtos tempos de retenção das massas de água, descarga variável, condições químicas variáveis, transporte unidirecional de material e um canal com morfologia dinâmica. Em contraste, as condições ambientais nos ecossistemas de águas subterrâneas são muito mais estáveis. Apresentam fluxo laminar, longos tempos de residência, estrutura sedimentaria constante e escuridão permanente.

HYNES (1983) foi o primeiro autor a considerar a existência de uma condutividade hidrológica entre as águas superficiais e subterrâneas, enfatizando o significado destas interações no balanço da água e no metabolismo dos rios. Atualmente os limites no estudo dos rios e das águas subterrâneas estão desaparecendo e as pesquisas estão sendo direcionadas ao estudo ecológico deste contínuo hidrológico. Diferentes pesquisas determinaram que as características das águas lólicas são significativamente controladas por suas interações com os sistemas circundantes (HYNES, 1975; WARD, 1989); que hidrológicamente as águas superficiais e subterrâneas estão muito interligadas (BENCALA, 1993; STANFORD & WARD, 1993); e que os ecossistemas de águas subterrâneas dependem da energia transferida desde a superfície (na forma de matéria orgânica particulada e dissolvida) e que muitos rios recebem consideráveis cargas de nutrientes através da água subterrânea (BRUNKE & GONSER, 1997).

Com o reconhecimento da importância das interações entre as águas superficiais e subterrâneas e o surgimento do conceito de ecotono (HYNES, 1983; SABATER & VILA, 1991; STANFORD & WARD, 1993), as vias e as taxas da ciclagem de nutrientes na interface entre as águas subterrâneas e

superficiais têm se tornado tópicos de grande interesse (GRIMM & FISHER, 1984; TRISKA *et al.*, 1989).

A mistura das águas superficiais e subterrâneas ocorre em diferentes escalas espaciais. A maioria dos estudos sobre dinâmica de nutrientes tem sido desenvolvidos em pequena escala, em um simples trecho do rio. Porém, em um pequeno trecho existem numerosos elementos estruturais e subsistemas.

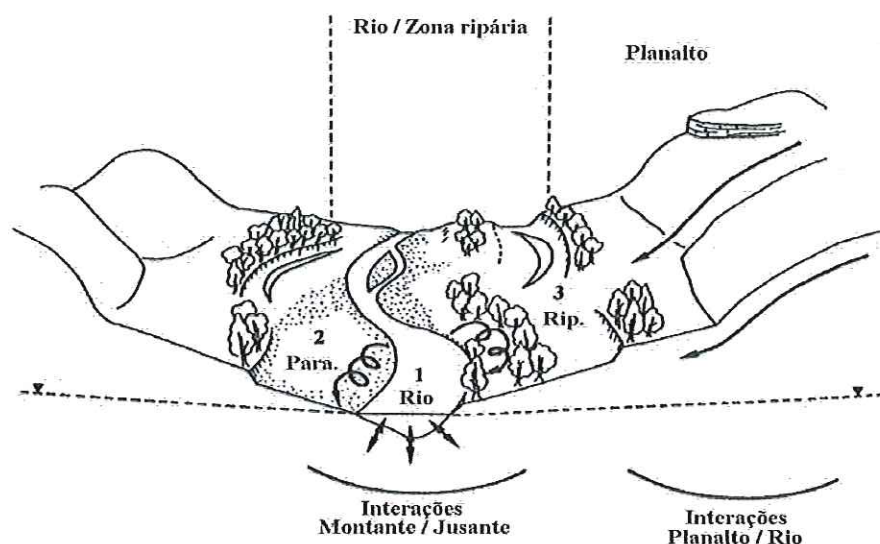
Segundo DAHM *et al.* (1998), em um rio com planície de inundação podem-se identificar três compartimentos com características de zonas de interação água superficial - água subterrânea: a zona ripária, a parafluvial e a superficial (figura 1).

Os subsistemas parafluvial e ripário contêm zonas não saturadas e saturadas de água como as áreas de várzea. As flutuações na altura do lençol freático, causadas por períodos de inundação e estiagem mudam as dimensões relativas das zonas saturadas e não saturadas e influenciam as concentrações de nutrientes, o conteúdo de matéria orgânica e o potencial de oxi-redução das águas de interface (DAHM *et al.*, 1998). Como vetores de conexão entre as águas superficiais e as subterrâneas existem os fluxos de água subterrânea vindo através da zona riparia até o canal do rio e água superficial recarregando a água subterrânea ao longo de um gradiente longitudinal seguindo o curso do rio.

Estudos nas zonas ripárias as caracterizam como zonas eficientes na remoção de nutrientes especialmente no ecótono entre as águas subterrâneas e as águas superficiais. Segundo HILL (1996), a zona ripária dos rios, como reguladora do transporte de nitrogênio inorgânico dissolvido nos fluxos de água subterrânea que chegam até o canal, pode apresentar taxas de remoção de nitrato de 0 a 99 % em um amplo espectro de rios, com a maioria dos locais excedendo 80 % de remoção devido aos diferentes processos da ciclagem.

Do ponto de vista biogeoquímico, pode ocorrer um complexo conjunto de processos nas águas de interface dos compartimentos ripários, parafluviais e subjacentes às águas superficiais dos corredores fluviais. Vários aceptores de elétrons como oxigênio, nitrato, sulfato e dióxido de carbono podem ser utilizados na oxidação da matéria orgânica, dependendo do potencial de oxi-redução do ambiente (DAHM *et al.*, 1998). Processos como a nitrificação, a

oxidação de metano, enxofre, manganês e ferro ocorrem nas águas do ecotono ripário, particularmente nas interfaces entre águas aeróbicas e anaeróbicas e nos pontos de mistura das águas superficial e subterrânea (TRISKA *et al.* 1990, 1993a).



**Figura 1.** Geomorfologia da bacia indicando os habitats terrestre (Planalto) e lótico (Rio/Zona ripária). O habitat lótico está subdividido nos subsistemas parafluvial (Para.), ripário (Rip.) e ribeirinho (Rio). As interações laterais (Planalto/Rio) e longitudinais (Montante/Jusante) estão representadas por setas (adaptado de DAHM *et al.*, 1998).

A distribuição e as taxas dos processos de ciclagem de nutrientes na interface água subterrânea - água superficial estão ligadas às interdependências existentes entre a hidrologia, a química e a biologia. As zonas ripárias são interfaces geomorfologicamente complexas. Determinados locais da interface com condições hidrológicas variáveis podem apresentar processos microbiológicos, taxas e condições químicas variáveis ao longo do tempo. Do mesmo modo, características do solo e dos sedimentos como a condutividade hidráulica, alteram marcadamente os tempos de residência, as condições de oxidação e as vias biogeoquímicas (DAHM *et al.*, 1998).

Como as planícies de inundação, várzeas, áreas de interface entre águas subterrâneas e superficiais e o lençol freático são componentes do sistema fluvial que se encontram interconectados, cumprem uma função decisiva na



transferência de nitrogênio dentro e entre as diferentes áreas. Estas áreas atuam como zonas tampão entre o ambiente terrestre e o aquático para os compostos nitrogenados e também para outros nutrientes (por exemplo, ortofosfato, ferro, cálcio, magnésio). Nestas áreas acontecem intensos processos de ciclagem do nitrogênio, especialmente nas interfaces aeróbias-anaeróbias, devido à ação recíproca dos processos de nitrificação e desnitrificação (DUFF & TRISKA, 1990; TRISKA *et al.*, 1993b). Ambos processos estão relacionados aos gradientes de oxigênio dissolvido, amônio e nitrato e, conseqüentemente, aos fluxos entre a água subterrânea e a superficial (HILL, 1990; TRISKA *et al.*, 1990, 1993a).

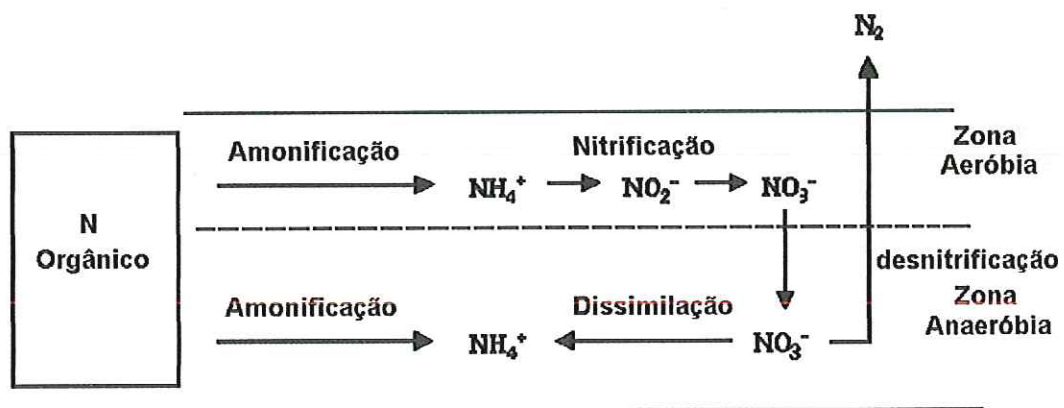
O nitrogênio é um dos elementos majoritários no metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, componentes básicos da biomassa. Segundo PINAY *et al.* (2002), três aspectos fundamentais regulam a ciclagem e transferência de nitrogênio nos ecossistemas lóticos. Esses aspectos são: 1) a forma em que os aportes de nitrogênio afetam o funcionamento do ecossistema; 2) o aumento da interação entre a água e os sedimentos que incrementa o processamento e a retenção de nitrogênio; 3) as inundações e secas como eventos naturais que influenciam fortemente as vias de ciclagem do nitrogênio.

O primeiro aspecto está relacionado aos padrões de entrada do nitrogênio ao longo do rio. Os sistemas lóticos e suas zonas ripárias devem ser vistas como ecossistemas abertos, dinamicamente conectados longitudinal, lateral e verticalmente por processos hidrológicos e geomorfológicos (WARD, 1989). O segundo aspecto se refere a que a área de interface água-sedimento está positivamente correlacionada com a eficiência na retenção e uso do nitrogênio no ecossistema lótico. Isto ocorre no próprio canal e nas áreas ripárias e planícies de inundação. A ciclagem do nitrogênio é realizada por processos que acontecem nos interstícios do material particulado como solo ou sedimentos. Portanto, a extensão ou duração do contato entre a água e os substratos incrementam a disponibilidade para uso biológico e, em conseqüência, a quantidade de nitrogênio processado (PINAY *et al.*, 2002). O terceiro aspecto está relacionado com o papel das inundações sobre as características da ciclagem do nitrogênio. Mudanças no regime hídrico, tais como alterações na frequência, duração,

período de ocorrência e intensidade dos níveis da água afetam diretamente a ciclagem de nitrogênio em solos aluviais pelo controle sobre a duração das fases óxicas e anóxicas (KEENEY, 1973).

As áreas de várzea oferecem uma ampla área de contato entre a água e os sedimentos que promovem a retenção e ciclagem do nitrogênio, regulando assim os fluxos desde as terras altas para o rio. As zonas ripárias representam um mosaico de unidades físicas e funcionais no qual os padrões são formados, a longo prazo, pelo desenvolvimento geomorfológico das planícies de inundação. Estas unidades podem estar conectadas ou desconectadas hidrológicamente com outras unidades e com a própria bacia a montante. Portanto, a eficiência de uma zona ripária em regular os fluxos de nitrogênio não é uma função da área de superfície da zona ripária, mas sim função da extensão hidrológica do contato entre a zona ripária e a bacia de drenagem (HAYCOCK & PINAY, 1993).

Os processos biogeoquímicos, especialmente os relacionados à ciclagem do nitrogênio, são sensíveis às características de óxido-redução dos sedimentos alagados como mostra a figura 2.



**Figura 2.** Ciclo do nitrogênio em sedimentos alagados (adaptado de PINAY *et al.* 2002).

Processos como a amonificação do nitrogênio orgânico podem ser realizados sob condições aeróbias ou anaeróbias, porém os processos de nitrificação que requerem oxigênio só podem ser realizados em sedimentos oxigenados. Como consequência, sob condições anaeróbias permanentes, o processo de mineralização de nitrogênio orgânico resulta na acumulação de amônio. Outros

processos como a dissimilação do nitrato ou a desnitrificação são estritamente anaeróbios requerendo solos saturados para acontecer. Portanto os produtos finais da ciclagem do nitrogênio nos solos ripários encontram-se sob o controle do regime de saturação com importantes implicações para a produtividade das próprias planícies de inundação ou várzeas. Uma curta periodicidade nas condições aeróbias e anaeróbias, através de variações no nível das águas subterrâneas, permite que todos os processos da ciclagem do nitrogênio ocorram simultaneamente, no mesmo local, de acordo com o nível de saturação do solo.

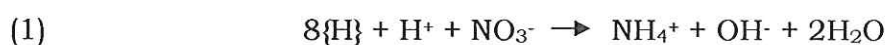
As principais fontes naturais de nitrogênio para um corpo de água podem ser: chuva, água subterrânea, fluxos hídricos através de afluentes, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e o ar quando intervém na fixação de nitrogênio molecular. O nitrogênio está presente no ambiente aquático sob várias formas: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), nitrogênio orgânico dissolvido (purinas, pirimidinas, peptídeos, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, plâncton e detritos). Todas estas formas estão envolvidas em processos caracterizados pelo ciclo microbiológico do elemento, representado pela fixação de nitrogênio atmosférico, amonificação, nitrificação, desnitrificação e imobilização (ESTEVES, 1988).

Todas as mudanças do nitrogênio são resultantes das atividades de microorganismos representantes de praticamente todos os grupos fisiológicos (autotróficos, heterotróficos, aeróbios, anaeróbios, etc.), através de processos bioquímicos, com exceção das entradas e saídas deste elemento através dos fluxos de água.

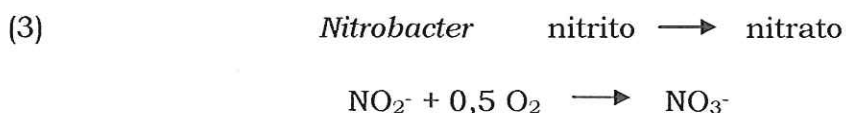
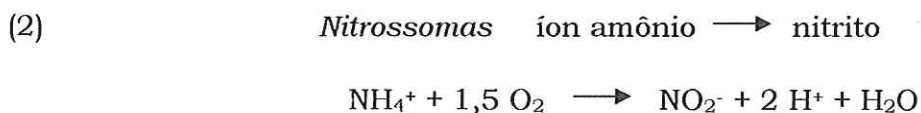
A fixação de nitrogênio molecular, mediada por uma variedade de bactérias autotróficas e heterotróficas, é um processo redutor catalisado pelo sistema de enzimas nitrogenase, no qual a amônia é o primeiro produto formado. O processo de fixação é extremamente sensível ao oxigênio e está controlado pela disponibilidade de molibdênio e ferro no meio (HOWARTH *et al.*, 1988). A nitrogenase não é específica para um único substrato, reduzindo outros substratos como o acetileno, hidrogênio, monóxido de carbono entre outros e,

através da redução experimental de acetileno, tornou-se possível quantificar o processo de fixação do nitrogênio (STEWART *et al.* 1967; HARDY *et al.* 1968).

A amonificação é o processo de formação de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) durante a decomposição da matéria orgânica dissolvida e particulada (1). O amônio formado é resultado da decomposição, aeróbia e anaeróbia, dos compostos nitrogenados da matéria orgânica por organismos heterótrofos (ESTEVES, 1988). Este processo ocorre principalmente no sedimento e tem como resultado final a contribuição com amônia livre para a biosfera.



A produção de  $\text{NO}_3^-$ , referida como nitrificação, é devida principalmente à oxidação biológica do amônio (TAKAHASHI *et al.*, 1982) e a concentração de nitrato no ambiente é o resultado do balanço entre os processos de nitrificação, imobilização e desnitrificação. A nitrificação é mediada principalmente por organismos quimiolitotróficos que utilizam a energia liberada durante a oxidação do amônio para a fixação de  $\text{CO}_2$ . Este processo é dividido em duas etapas, uma primeira, mediada por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, na qual o amônio é oxidado incompletamente até nitrito com a formação de vários compostos intermediários que, em condições normais, não se acumulam (2). Na segunda, o nitrito é oxidado até nitrato sem a formação de compostos intermediários, através do metabolismo de bactérias do gênero *Nitrobacter* (3).

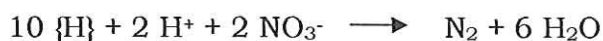
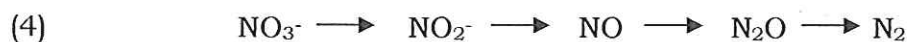


As condições ambientais favoráveis à ocorrência da nitrificação incluem uma amplitude de temperatura ótima de 20 a 35 °C, pH entre 6,0 e 9,4, aerobiose, concentração de carbono orgânico e disponibilidade de amônio (HALL, 1986). A importância ecológica da nitrificação está caracterizada no

consumo potencial de oxigênio do ambiente e no suprimento de nitrato para a desnitrificação do elemento, o qual retorna à sua forma gasosa à atmosfera e principalmente por ser o elo de ligação entre as etapas de oxidação e redução do ciclo do nitrogênio (KEENEY, 1973; DOWNES, 1988).

Os processos de nitrificação e desnitrificação apresentam vários elos em comum durante sua ocorrência, representados pelos compostos  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . Segundo KNOWLES (1978) existem dois tipos de interações entre os processos: no primeiro, existe uma separação temporal entre os mesmos, quando um período aeróbio (solo seco), propício à nitrificação e acumulação de nitrato, é seguido por um período anóxico (solo alagado), que induziria a desnitrificação do nitrato acumulado. No segundo tipo, os processos ocorrem simultaneamente, porém em micro-sítios separados por uma interface aeróbia-anaeróbia, como nos sedimentos.

O processo desnitrificante é definido como uma redução dissimilatória de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$  (4), com a produção de produtos gasosos incluindo  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$  (KNOWLES, 1981). O processo é realizado por bactérias aeróbias que, em condições normais de disponibilidade de oxigênio dissolvido, oxidam a matéria orgânica reduzindo oxigênio. Na falta de oxigênio, a presença de nitrato induz a formação das enzimas da respiração do nitrato. Do ponto de vista metabólico o processo desnitrificante é realizado por uma grande diversidade de microrganismos tanto heterotróficos como autotróficos. A maioria dos gêneros está associada ao metabolismo respiratório de oxidação da matéria orgânica. Segundo KNOWLES (1981), a maioria dos desnitrificantes é heterótrofa e utiliza uma ampla variedade de compostos orgânicos.



As principais variáveis controladoras do processo desnitrificante na natureza são: a concentração de nitrato e nitrito, o teor de matéria orgânica, a presença de oxigênio dissolvido, os valores de pH (valores entre 4 e 5,5 seriam limitantes) e a temperatura. Nos sedimentos, a concentração do nitrato

endógeno na água intersticial é um dos principais fatores limitantes do processo (SEITZINGER, 1988).

Nos últimos anos têm aumentado a atenção sobre os processos que ocorrem nas interfaces entre os sistemas de água subterrânea e lóticos, devido à importância destas áreas como pontos de controle dos fluxos de energia e materiais. Os processos de ciclagem do nitrogênio que operam nas zonas de interface podem ser os principais reguladores da transferência de nitrogênio inorgânico entre os sistemas subterrâneos, terrestres e lóticos. Como é sabido, o enriquecimento excessivo de nitrogênio em ambientes aquáticos pode ter como consequência a eutrofização, que provoca o aumento da biomassa das plantas, a queda da diversidade de espécies, o decréscimo do oxigênio dissolvido e, portanto, uma queda da qualidade da água.

Geralmente, as maiores perdas de nitrato das águas subterrâneas na zona de interface têm sido atribuídas a desnitrificação em solos anaeróbios e ricos em carbono. No entanto, as perdas de amônio têm sido atribuídas a uma combinação de processos mais complexa que ainda se encontra pobremente estudada na interface da água subterrânea-água superficial e que é muito pouco conhecida em rios de regiões subtropicais com amplas extensões de várzeas.

Dentro das pesquisas sobre a mudança climática global, o seguimento do nível das águas subterrâneas como característica estrutural da paisagem e indicador da disponibilidade de água para consumo, tem aumentado amplamente. Simultaneamente, as dificuldades em identificar e corrigir a contaminação das águas subterrâneas, causada pela poluição de rios e outras fontes pontuais e difusas, têm-se tornado muito evidentes. Os impactos produzidos pelo homem sobre os sistemas terrestres e aquáticos podem levar à restrição dos processos de troca que interconectam as águas lóticas com os sistemas circundantes e, conseqüentemente, afetar a integridade ecológica dos ecossistemas de águas subterrâneas e superficiais. Restringindo a comunicação entre estes sistemas, por exemplo destruindo as áreas de várzeas, podem ocorrer efeitos em cascata afetando a estrutura e função destes ecossistemas.

Apesar dos recentes estudos sobre a interface entre água superficial e água subterrânea de rios particulares, o conhecimento de como o tamanho e a função biogeoquímica desta zona difere entre os rios e como essas diferenças podem influenciar o ecossistema lótico é limitado. As principais pesquisas da zona de interface têm sido conduzidas em regiões de deserto e de montanha, nas quais os grandes aquíferos subterrâneos estão ausentes. Poucos estudos têm examinado a biogeoquímica desta interface em rios localizados em zonas com grandes aquíferos superficiais e com planícies de inundação significativas.

## OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi evidenciar a importância das áreas de várzea, zonas de interface entre água superficial e água subterrânea, como partes ativas dos ecossistemas lóticos, principalmente na ciclagem de nutrientes nitrogenados.

Para atingir este objetivo foram realizadas as seguintes pesquisas em uma área de várzea do ribeirão do Feijão:

- Caracterização física e química da água do rio e da zona de interface de água superficial/água subterrânea em uma escala espacial e temporal.
- Determinação das taxas de nitrificação e desnitrificação dos sedimentos da área de várzea através de experimentos de laboratório.
- Determinação da direção predominante dos fluxos da água de interface na área de várzea.
- Estimativa da proporção de água que chega no rio e que circula nas áreas de várzea através de um modelo proposto para tal fim.

Os resultados originais esperados para a área em estudo foram:

- Taxas de nitrificação dos sedimentos da várzea.
- Taxas de desnitrificação dos sedimentos da várzea.
- Descrição do fluxo da água de interface na região da várzea.
- Modelo de cálculo da composição percentual da água superficial enquanto a sua origem no lençol freático sob a bacia de drenagem.



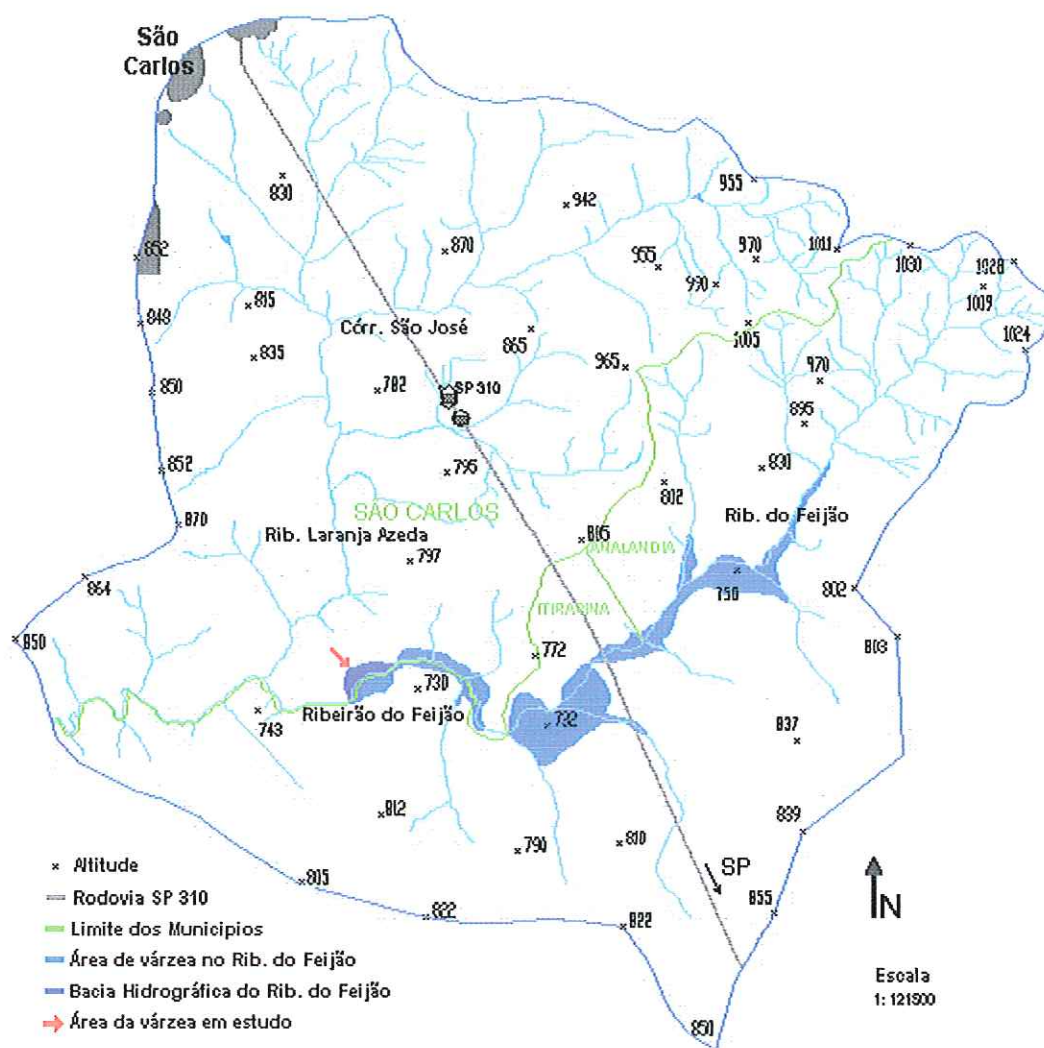
## MATERIAL E MÉTODOS

### 1. Local de estudo

Para desenvolver este projeto foi escolhido um trecho de 826 m de extensão do ribeirão do Feijão, localizado entre os 22°4,33' – 22°4,41' latitude S e 47°50,20' – 47°51,56' longitude W, juntamente com uma área de várzea de 5,4 ha que se estende sobre a margem direita do ribeirão (figuras 3 e 4). Nesse trecho, o ribeirão do Feijão se classifica numa ordem de canal 4. A bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão está localizada na região centro norte do estado de São Paulo e forma parte da área de recarga do aquífero Guarani. A vegetação do local é representada por pastagens, mata ciliar e vegetação hidrófila de várzea. Os solos predominantes são os solos hidromórficos ricos em matéria orgânica e o latossolo vermelho-amarelo.



**Figura 3.** Vista da área selecionada para o estudo na várzea do ribeirão do Feijão.



**Figura 4.** Mapa da bacia do ribeirão do Feijão indicando a várzea e a área selecionada para o estudo (seta vermelha).

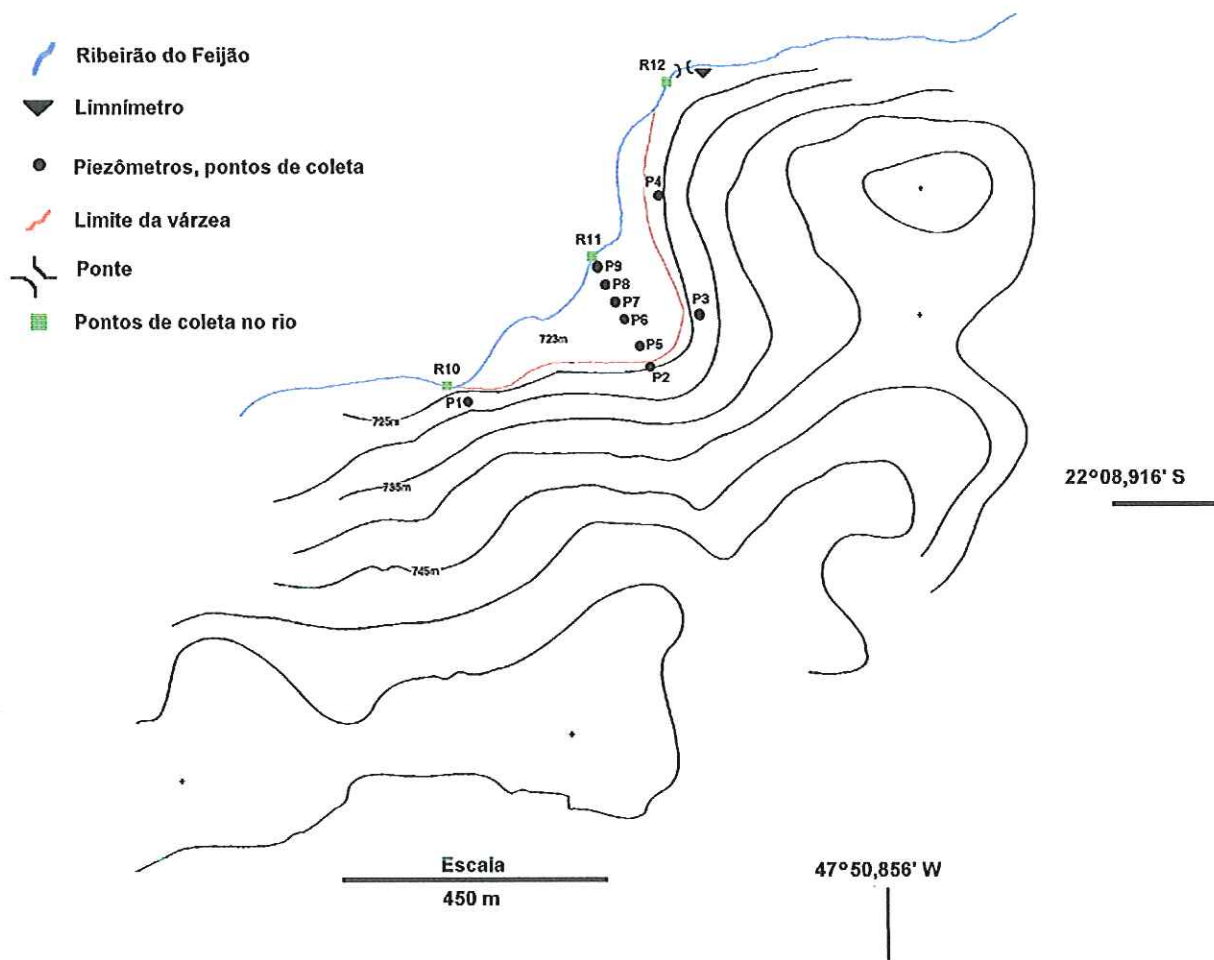
### 1.1. Estações de amostragem

Para coletar amostras da água sub-superficial na área de várzea, foram instalados cinco piezômetros (nomeados P5, P6, P7, P8 e P9) formando um transecto perpendicular ao curso do ribeirão. Além do transecto também foram instalados quatro piezômetros no interflúvio, contornando os limites da várzea (P1, P2, P3 e P4) como está representado na figura 5.

Os piezômetros foram construídos com tubos de PVC de 10,16 cm de diâmetro com as paredes fendadas transversalmente (fendas de 0,5 mm de largura) que permitiu um fluxo de água quase irrestrito para o tubo (figura 6). Foi colocado um pré-filtro de areia lavada de grãos de quartzo entre o tubo de PVC e a parede

da perfuração. Na tabela 1 encontram-se: a profundidade, distância até o curso do rio, altitude sobre o nível do mar e características do solo no local para os piezômetros instalados na área de estudo.

No canal do ribeirão foram demarcadas três estações de coleta (figura 5): uma a montante da várzea (R10), outra seguindo a direção do transecto de piezômetros (R11) e uma terceira a jusante da várzea (R12).



**Figura 5.** Disposição dos piezômetros na várzea e os pontos de coleta de água no canal do ribeirão.



**Figura 6.** Piezômetro instalado no local de estudo.

**Tabela 1.** Características dos piezômetros instalados na área de estudo (s.n.m.= sobre o nível do mar).

Piezômetro	Altitude s.n.m. (m)	Profundidade do poço (m)	Distância do rio (m)	Características do solo
P1	725,98	2,80	28,90	Latossolo, seco
P2	725,00	2,84	210,55	Latossolo, seco
P3	725,38	2,87	189,91	Latossolo, seco
P4	724,81	1,88	66,10	Latossolo, seco
P5	724,52	0,94	169,30	Várzea, seco
P6	723,91	1,78	115,60	Várzea, saturado
P7	723,58	1,77	82,60	Várzea, saturado
P8	724,09	1,36	42,54	Várzea, seco
P9	723,54	1,47	16,51	Várzea, seco

## 2. Amostragem

As coletas foram realizadas mensalmente de janeiro a dezembro de 2000. Foram coletadas amostras de água nos piezômetros e no curso do rio as quais foram analisadas *in situ* e no laboratório. Também foram coletadas amostras de sedimentos em locais adjacentes aos piezômetros P5 a P9, aproximadamente a 15 cm de profundidade, em agosto e novembro de 2000 e em novembro de 2001. Estas amostras foram analisadas e utilizadas na montagem dos experimentos de nitrificação e desnitrificação realizados no laboratório.

Os dados climatológicos (precipitação, temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento, evaporação e pressão atmosférica) foram obtidos na Estação

Climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

As velocidades de escoamento foram medidas no canal do rio, a jusante do trecho selecionado, utilizando um molinete fluviométrico de leitura direta (Micro Kartan-HIDROCEAN). A vazão do ribeirão do Feijão foi determinada através da soma, em cada seção transversal, das velocidades médias de escoamento multiplicadas pela área de cada subseção do canal do rio (GARCEZ, 1967). O nível da água foi medido em um limnômetro instalado no ribeirão.

Os níveis da água nos piezômetros foram medidos, mensalmente, usando uma régua de metal. As alturas da água subterrânea foram calculadas considerando a altitude do piezômetro sobre o nível do mar e o nível da água em cada um deles.

### **2.1. Análises das amostras**

O pH, oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) e temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) da água foram determinados *in situ* através de um sensor múltiplo marca HORIBA modelo U10.

No laboratório, as amostras de água coletadas foram filtradas usando filtros WHATMAN GF/C de 47 mm de diâmetro previamente queimados em mufla a  $500^{\circ}\text{C}$  por uma hora. Posteriormente foram analisadas, com réplicas, para determinação das concentrações de nutrientes. As concentrações de nitrato ( $\mu\text{gN-NO}_3\text{-L}^{-1}$ ) e nitrito ( $\mu\text{gN-NO}_2\text{-L}^{-1}$ ) foram determinadas pelo método do corante azoico segundo MACKERETH *et al.* (1978). O amônio ( $\mu\text{gN-NH}_4^+\text{-L}^{-1}$ ) foi determinado pelo método do azul indofenol segundo KOROLEFF (1976). O fosfato inorgânico ( $\mu\text{gP-PO}_4^{+3}\text{-L}^{-1}$ ) e fósforo total dissolvido ( $\mu\text{gPTD.L}^{-1}$ ) foram determinados pelo método do azul fosfomolibdico descrito em STRICKLAND & PARSONS (1960). O silicato reativo ( $\text{mgSi-SiO}_2\text{-L}^{-1}$ ) foi determinado segundo o método do azul silicomolibdico descrito em GOLTERMAN *et al.* (1978). Amostras sem filtrar foram analisadas para determinar as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl ( $\text{mgNTK.L}^{-1}$ ) por digestão sulfúrica e titulação, e fósforo total ( $\mu\text{gPT.L}^{-1}$ ) seguindo a metodologia descrita em APHA (1995).

As análises para determinar as concentrações de Carbono Total dissolvido (TC ppm), Carbono Inorgânico dissolvido (IC ppm) e Carbono Orgânico dissolvido

(DOC ppm) foram realizadas em um analisador TOC 5000 SHIMADZU que utiliza a espectrometria gasosa no infravermelho.

Os sedimentos coletados foram analisados para determinar seu conteúdo de água e de matéria orgânica por gravimetria, após a secagem a 100 °C por 24 horas e a 600 °C por 2 horas. Também foi determinado o pH em uma mistura de sedimento e água na proporção de 1:2 e o potencial de oxi-redução (Eh). Para medir o potencial de oxi-redução foi utilizado um eletrodo de platina e outro de calomelano, conectados a um potenciômetro formando um circuito fechado. As leituras foram realizadas seguindo a metodologia descrita em APHA (1995).

As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (mgNTK.g<sup>-1</sup>sed.) foram determinadas segundo APHA (1995) e as concentrações de nitrito, nitrato e amônio (µg.g<sup>-1</sup> sed.) foram determinadas na solução gerada após a extração com KCl 1M (10 g de sedimento + 100 mL de KCl 1M agitado por 2 horas e filtrado) seguindo os métodos descritos anteriormente para cada nutriente.

### **3. Experimentos de laboratório**

#### **3.1. Estimativa do processo nitrificante**

O processo de nitrificação foi analisado nos sedimentos coletados na várzea, realizando uma série de ensaios adaptados aos descritos por TRISKA *et al.* (1990), os quais consistiram de incubações realizadas em laboratório simulando as condições naturais. Nos primeiros ensaios, além de estimar as taxas de nitrificação foi identificada a via metabólica predominante utilizada pelos microorganismos responsáveis pelo processo de nitrificação. Pelo uso de inibidores foram distinguidas a nitrificação heterotrófica (produção de nitrato pela oxidação do nitrogênio orgânico) da nitrificação autotrófica (produção de nitrato pela oxidação do amônio inorgânico). Mediante o uso de inibidores (acetileno e clorato), foram bloqueadas a oxidação do amônio e do nitrito para isolar quimicamente as rotas metabólicas autotróficas e heterotróficas. Pela quantificação da produção de nitrito e nitrato foi possível identificar a via metabólica predominante.

Os ensaios de agosto e novembro de 2000 foram montados e analisados no Laboratório de Análises de Nutrientes do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo e os

ensaios de novembro de 2001 no Laboratório de Cromatografia do Instituto Internacional de Ecologia. Devido à diferente infraestrutura e aos recursos disponíveis para a montagem de cada experimento, as metodologias utilizadas foram adaptadas a cada situação.

#### **a) Preparo das amostras**

Após a coleta, os sedimentos foram transportados ao laboratório em recipientes plásticos e mantidos a baixa temperatura em uma caixa de isopor com gelo junto à água coletada nos piezômetros P5 a P9.

No laboratório os sedimentos foram misturados com a água dos piezômetros correspondentes, (30 mL de sedimento + 150 mL de água), homogeneizados e colocados em frascos de vidro de 250 mL.

Os ensaios de agosto de 2000 (N-I) e novembro de 2000 (N-II) incluíram amostras controle e 3 réplicas nas quais foi inibida a nitrificação pelos seguintes métodos: 1) fervura (30 minutos de autoclave a uma atmosfera de sobre-pressão); 2) clorato de potássio ( $\text{KClO}_3$ ), um inibidor da oxidação do nitrito (20 mM de concentração final) e 3) acetileno ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ), um inibidor da oxidação de amônio (15 mL no "headspace" de 70 mL).

Os frascos com acetileno foram selados com tampas de borracha, os demais com tampas de algodão. Foram agitados por cinco minutos e retirou-se uma amostra inicial para análise. A incubação foi realizada no escuro, a temperatura constante (N-I 17 °C e N-II 21 °C) durante 24 horas e os frascos foram agitados periodicamente. Amostras adicionais foram retiradas após 4, 12 e 24 horas de incubação com auxílio de uma seringa de 20 mL.

O ensaio de novembro de 2001 (N-III) foi realizado com amostras controle e amostras tratadas com Nitrapirina C-1930, Sigma Chemical Co. (10  $\mu\text{L}$  de solução ao 22% usando etanol como solvente), um inibidor da oxidação de amônio. Após as preparações dos frascos de incubação foi retirada uma primeira amostra. A incubação foi realizada no escuro, a temperatura constante (21 °C), durante 48 horas e os frascos foram agitados periodicamente. Amostras adicionais foram retiradas depois de 12, 24 e 48 horas de incubação com auxílio de uma seringa de 20 mL.

Nos três ensaios realizados não foi possível monitorar as concentrações de oxigênio dissolvido dentro dos frascos de incubação porém, ao serem expostos ao

ar e agitados periodicamente, foi assumido que se encontravam sob condições de aerobiose.

### **b) Análise e cálculo das taxas de nitrificação**

As amostras coletadas dos frascos de incubação, aproximadamente 30 mL da mistura de água e sedimento, foram filtradas e analisadas para determinar a concentração de nitrito e nitrato segundo MACKERETH *et al.* (1978) para os ensaios N-I e N-II.

As amostras de N-III foram analisadas utilizando cromatógrafos de troca iônica DIONEX DX-80, um deles equipado com uma coluna para análise de ânions para determinar as concentrações de nitrito e nitrato e outro com uma coluna para cátions para determinar as concentrações de amônio.

As atividades nitrificantes foram calculadas em função da produção de nitrato ao longo do tempo e expressas em  $\mu\text{g.L}^{-1} \text{ N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

$$\text{Ativ. Nitrificante} = \frac{[\text{N-NO}_3^- \text{ final } (\mu\text{g.L}^{-1}) - \text{N-NO}_3^- \text{ inicial } (\mu\text{g.L}^{-1})]}{\text{sedimento (g)} \cdot \text{tempo incubação (dias)}}$$

### **3.2. Estimativa do processo desnitrificante**

A estimativa do processo desnitrificante foi realizada seguindo o método de inibição por acetileno (YOSHINARI & KNOWLES, 1976), que permite estimar a quantidade de  $\text{NO}_3^-$  reduzido pela atividade das bactérias desnitrificantes presentes no sedimento. O método se baseia na propriedade do gás acetileno em inibir a óxido nitroso redutase, enzima que catalisa a redução do  $\text{N}_2\text{O}$  a  $\text{N}_2$ . Em uma amostra com bactérias desnitrificantes ativas, a inibição causada pelo acetileno resulta no acúmulo de  $\text{N}_2\text{O}$ , que posteriormente é quantificado.

Os ensaios foram montados e analisados no Laboratório de Cromatografia do Instituto Internacional de Ecologia.

### **a) Preparo das amostras**

Os sedimentos coletados foram misturados com a água dos piezômetros correspondentes, (110 mL de sedimento + 110 mL de água do local),



homogeneizados e colocados em frascos de vidro de 295 mL vedados com rolhas de borracha. Depois os frascos de incubação foram purgados com um fluxo de  $N_2$ , durante 15 minutos, para deixar uma atmosfera de incubação (“headspace”) anaeróbica. Posteriormente, foram injetados 10 mL de acetileno na atmosfera de incubação, correspondente a, aproximadamente, 15% do headspace. A incubação foi realizada no escuro, a temperatura constante (21 °C), durante 110 horas e os frascos foram agitados periodicamente.

Após a preparação dos frascos de incubação, foi retirada uma primeira amostra gasosa do headspace utilizando uma seringa do tipo “gastight” de 1 mL e analisada imediatamente. Amostras adicionais foram retiradas depois de 08, 16, 36, 62 e 108 horas de incubação.

#### **b) Análise e cálculo das taxas de desnitrificação**

As amostras coletadas do headspace (1 mL) de cada frasco foram analisadas, imediatamente, para determinar a concentração de óxido nítrico, usando um cromatógrafo gasoso VARIAN CP 3800, equipado com um detector de captura de elétrons de  $^{63}Ni$  a uma temperatura de 300 °C, utilizando nitrogênio como gás de arraste a um fluxo de 15 mL.min<sup>-1</sup>. O injetor e a coluna (PORAPAK Q), foram mantidos a uma temperatura constante de 50 °C durante a análise. A calibração foi realizada usando um padrão de  $N_2O$  99,9 %, diluído em He, a uma concentração final de 6,50 ppm. A concentração total de  $N_2O$  contida nos frascos de incubação foi calculada multiplicando as concentrações de óxido nítrico medidas por cromatografia pelos volumes das fases líquida e gasosa de cada frasco de incubação (TIEDJE, 1982), levando-se em conta o coeficiente de solubilidade de Bunsen (WEISS & PRICE, 1980):

$$M = C_g ( V_g + V_l \alpha )$$

onde:

M = quantidade total de  $N_2O$  na fase líquida e gasosa (g)

$C_g$  = concentração de  $N_2O$  na fase gasosa (g.mL<sup>-1</sup>)

$V_g$  = volume da fase gasosa (mL)

$V_l$  = volume da fase líquida (mL)

$\alpha$  = coeficiente de solubilidade de Bunsen para o  $N_2O$  (calculado para a temperatura média de análise de 21 °C,  $\alpha = 0,6245$ )

A atividade desnitrificante dos sedimentos foi estimada pela diferença da produção de óxido nítrico em função do tempo e expressa em  $\text{nmol N}_2\text{O} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

$$\text{Ativ. Desnitrificante} = \frac{[\text{N}_2\text{O final (nmol)} - \text{N}_2\text{O inicial (nmol)}]}{\text{sedimento (g)} \cdot \text{tempo incubação (dias)}}$$

#### **4. Análise estatística dos resultados dos experimentos de nitrificação e desnitrificação**

Para quantificar a influência das variáveis ambientais observadas sobre a atividade nitrificante, foi realizada uma análise de regressão múltipla passo a passo, utilizando o software STATISTICA for Windows versão 4.2.

A regressão múltipla passo a passo seleciona as variáveis explicativas de determinado processo. A variável explicativa mais fortemente correlata com a variável dependente é selecionada em primeiro lugar. Depois são incorporadas as variáveis com maior coeficiente de correlação parcial com a variável dependente. Antes de cada incorporação de variável explicativa é verificada a correlação parcial da variável dependente com as variáveis anteriormente introduzidas, e as variáveis com coeficientes não significativos são retiradas do modelo. Desta forma se extraem as variáveis mais correlacionadas com a variável dependente selecionada (VALENTIN, 2000).

Para a análise de regressão múltipla passo a passo do ensaio de nitrificação foram consideradas as condições iniciais e as taxas. As variáveis físicas e químicas utilizadas na análise foram: oxigênio dissolvido (OD), temperatura (Temp), pH, carbono orgânico dissolvido (DOC), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) da água e do sedimento (NTK sed), sendo as taxas de nitrificação calculadas para cada local as variáveis dependentes.

Para a análise de regressão múltipla passo a passo do ensaio de desnitrificação as variáveis físicas e químicas utilizadas foram: oxigênio dissolvido (OD), temperatura (Temp), pH, carbono orgânico dissolvido (DOC), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) da água, pH (pH sed), potencial de oxi-redução (Eh), nitrito ( $\text{NO}_2^-$  sed), nitrato ( $\text{NO}_3^-$

sed), amônio ( $\text{NH}_4^+$  sed), NTK do sedimento (NTK sed) sendo a taxa de desnitrificação calculada para cada local a variável dependente.

## 5. Modelo de estimativa de fluxos

### 5.1. Estimativa dos fluxos de água superficial e subterrânea

A água sub-superficial e subterrânea se encontra em constante movimento, fluindo das áreas de recarga para as áreas de descarga. Este fluxo está regido por variações na energia potencial pelas diferenças nos níveis piezométricos (variação do nível da lâmina de água do lençol freático) e pela energia cinética que atua sobre a velocidade do fluxo.

Para estimar os fluxos de água superficial e subterrânea foi proposto um modelo que considerou: a área da bacia hidrográfica de influência, a precipitação, a porosidade do solo e a variação do nível da lâmina de água do lençol freático medida nos piezômetros instalados na área de estudo.

A partir dos dados da extensão da área drenada a montante do ponto R12, local que concentra o fluxo da bacia a montante, e da variação média do nível do lençol freático nos piezômetros foi estimado o volume de solo drenado (Equação 1).

**Equação 1:** Volume do solo drenado

$$v = A \text{ [m}^2\text{]} \times h \text{ [m]}$$

onde: A – área da bacia a montante do ponto R12

h – variação média do nível do lençol freático nos piezômetros

Supondo uma porosidade do solo de 35 % (CONTIN NETO, 1987) calculou-se o volume de água que estava alojado nos poros e que foi drenado durante o período considerado (Equação 2).

**Equação 2:** Volume da água do solo

$$V = p \times v \text{ [m}^3\text{]}$$

onde:  $p$  – porosidade do solo

$v$  – volume do solo drenado

Dividindo o volume de água do solo pelo número de dias considerados para o cálculo obteve-se a vazão  $Q$  que precisou escoar pelo ribeirão do Feijão no ponto R12 (Equação 3). Esta vazão foi comparada com a vazão mínima observada no período considerado para a estimativa e a diferença entre ambas ficou como indicativo das incertezas associadas às estimativas do fluxo do modelo.

**Equação 3:**  $Q$  – vazão no ribeirão do Feijão no R12

$$Q = V \text{ [m}^3\text{]} / t \text{ [s]}$$

onde:  $V$  – volume da água do solo

$t$  – intervalo de tempo considerado para a análise, em segundos

Como o período considerado para o cálculo não foi totalmente seco, como correção somou-se o volume precipitado ( $V_p$ ) a água escoada ( $Q_p$ ) obtendo-se a vazão corrigida ( $Q_c$ ), (Equações 4, 5 e 6).

**Equação 4:**  $V_p$  – volume precipitado na área de drenagem

$$V_p = A \text{ [m}^2\text{]} \times P \text{ [m]}$$

onde:  $A$  - área da bacia a montante do ponto R12

$P$  – precipitação no período considerado para os cálculos do modelo

**Equação 5:**  $Q_p$  – vazão do volume precipitado

$$Q_p = V_p \text{ [m}^3\text{]} / t \text{ [s]}$$

onde:  $V_p$  – volume precipitado na área de drenagem

$t$  - intervalo de tempo considerado para a análise, em segundos

**Equação 6:**  $Q_c$  – vazão no ribeirão do Feijão considerando a precipitação no período de análise

$$Q_c = Q \text{ [m}^3\text{.s}^{-1}\text{]} + Q_p \text{ [m}^3\text{.s}^{-1}\text{]}$$

onde:  $Q$  – vazão no ribeirão do Feijão no R12

$Q_p$  – vazão do volume precipitado

O valor da vazão assim obtido foi comparado com o valor observado no período considerado para os cálculos do modelo. Considerou-se que a diferença entre ambas vazões, observada e calculada, corresponde ao volume de água que fluiu para o aquífero.

## 5.2. Proporção entre água de várzea e água de terreno seco

Para estimar que proporção da água do ribeirão do Feijão provém do lençol freático sob o terreno seco da bacia e do lençol freático do terreno de várzea, considerou-se que toda a água que entra no ribeirão provém do lençol e não há escoamento superficial de água de chuva nos terrenos que caracterizam a bacia (MIRANDA, 1997), que a maioria dos afluentes na bacia considerada correm através de terreno seco sem área alagada em suas margens somando uma extensão de 40 km, e que apenas o ribeirão do Feijão corre através de várzeas por uma extensão de 17 km, aproximadamente. Para estes cálculos foi utilizada a vazão média observada para todo o período. Usando a equação 7 foram calculadas as percentagens de água proveniente do lençol de terreno seco e da várzea.

**Equação 7:**  $Q_s$  - fluxo de água proveniente do lençol sob terreno seco e

$Q_v$  – fluxo de água proveniente do lençol sob a várzea

$$Q_s = (Q_{obs} \text{ [m}^3\text{.s}^{-1}\text{]} \times L_s \text{ [m]} / L \text{ [m]}) \times (100/Q_{obs})$$

$$Q_v = (Q_{obs} \text{ [m}^3\text{.s}^{-1}\text{]} \times L_v \text{ [m]} / L \text{ [m]}) \times (100/Q_{obs})$$

onde:  $Q_{obs}$  – vazão média observada para todo o período de estudo

$L_s$  – extensão do ribeirão que possui margens de terrenos secos

$L_v$  - extensão do ribeirão que possui margens de terrenos de várzea

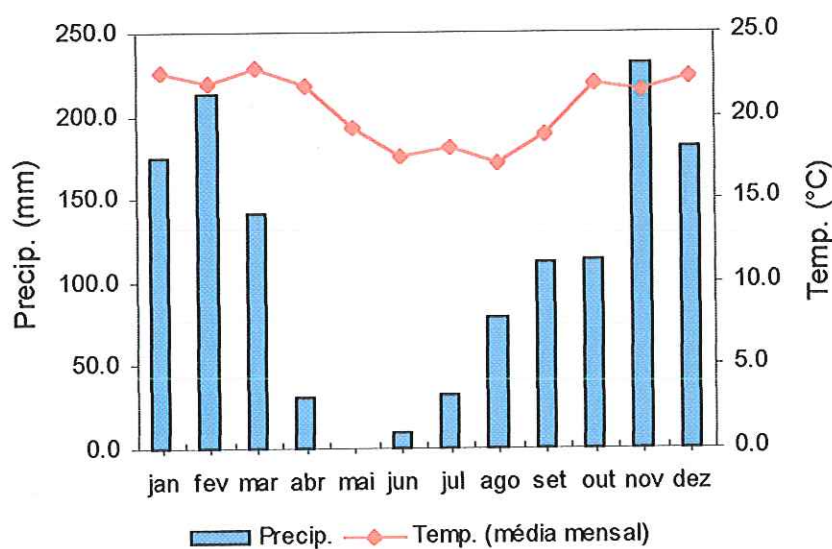
$L$  - extensão total do ribeirão e os afluentes considerados na bacia de influência sobre o ponto R12

Após calcular as percentagens correspondentes aos fluxos  $Q_s$  e  $Q_v$ , as mesmas foram utilizadas na estimativa das concentrações de nutrientes nitrogenados que estariam chegando ao ribeirão do Feijão. Para estimar as concentrações provenientes do lençol de terrenos secos foram utilizados os dados dos piezômetros do interflúvio (P1 a P4), e para os provenientes da várzea os dados dos piezômetros P5 a P9. As concentrações assim calculadas foram comparadas com as concentrações médias observadas no ribeirão do Feijão no período de estudo.

## RESULTADOS

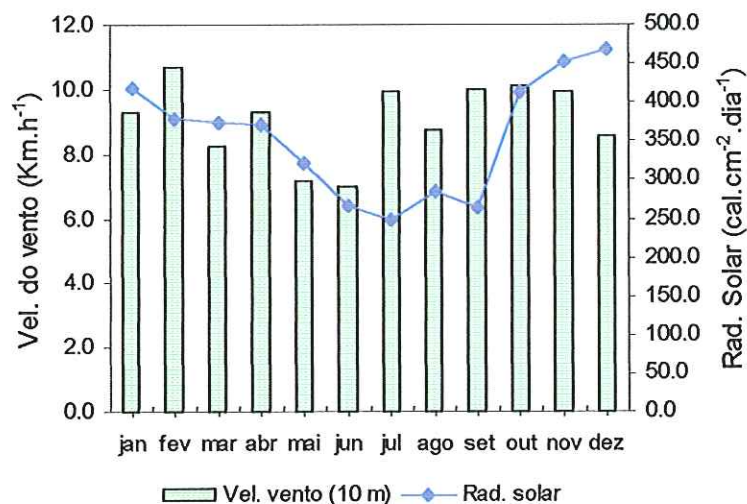
### 1. Condições climáticas

Durante o período de trabalho de campo (31 de janeiro a 14 de dezembro de 2000), as condições climáticas encontradas foram típicas para a região. A estação chuvosa foi até março, seguida pelo período de estiagem de abril a outubro sendo que, em maio, não foram registradas precipitações. O período chuvoso reiniciou-se em novembro quando foram registradas as maiores precipitações (figura 7). A precipitação acumulada para todo o período foi de 1317,6 mm. A temperatura média do ar, para todo o período, foi de  $20,5 \pm 2,2$  °C com um máximo de 22,9 °C em março e um mínimo de 17,1 °C no mês de agosto.



**Figura 7.** Precipitação e temperatura média do ar mensal da região de estudo para o período de coletas.

Durante o período de estudo as velocidades do vento foram em média de  $9,1 \pm 1,2$  km.h<sup>-1</sup> (figura 8) e, os meses de maior radiação solar corresponderam aos do período estival, registrando-se uma máxima de 469,0 cal.cm<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> (valor médio do mês de dezembro), sendo a média anual de  $355,8 \pm 76,7$  cal.cm<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>.

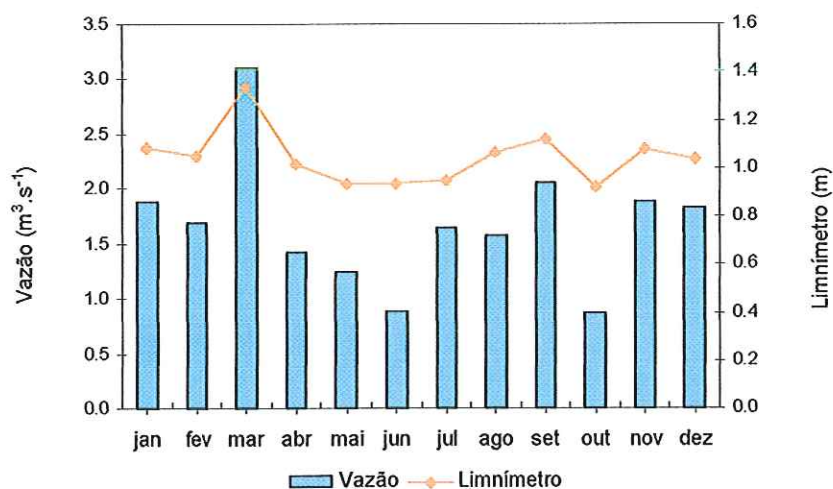


**Figura 8.** Velocidade do vento e radiação solar (valores médios), para os períodos entre coletas, durante o tempo de estudo.

## 2. Condições hidrológicas

### 2.1. Vazão no ribeirão do Feijão

Os valores de vazão e do nível da água no ribeirão do Feijão registrados durante o período de trabalho de campo encontram-se representados na figura 9. O maior fluxo de água foi registrado no mês de março ( $3,09 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ), no final da estação chuvosa e o menor em junho ( $0,88 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ), coincidindo com o menor registro de precipitação chuvosa. O valor médio de vazão para todo o período foi de  $1,67 \pm 0,59 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ .

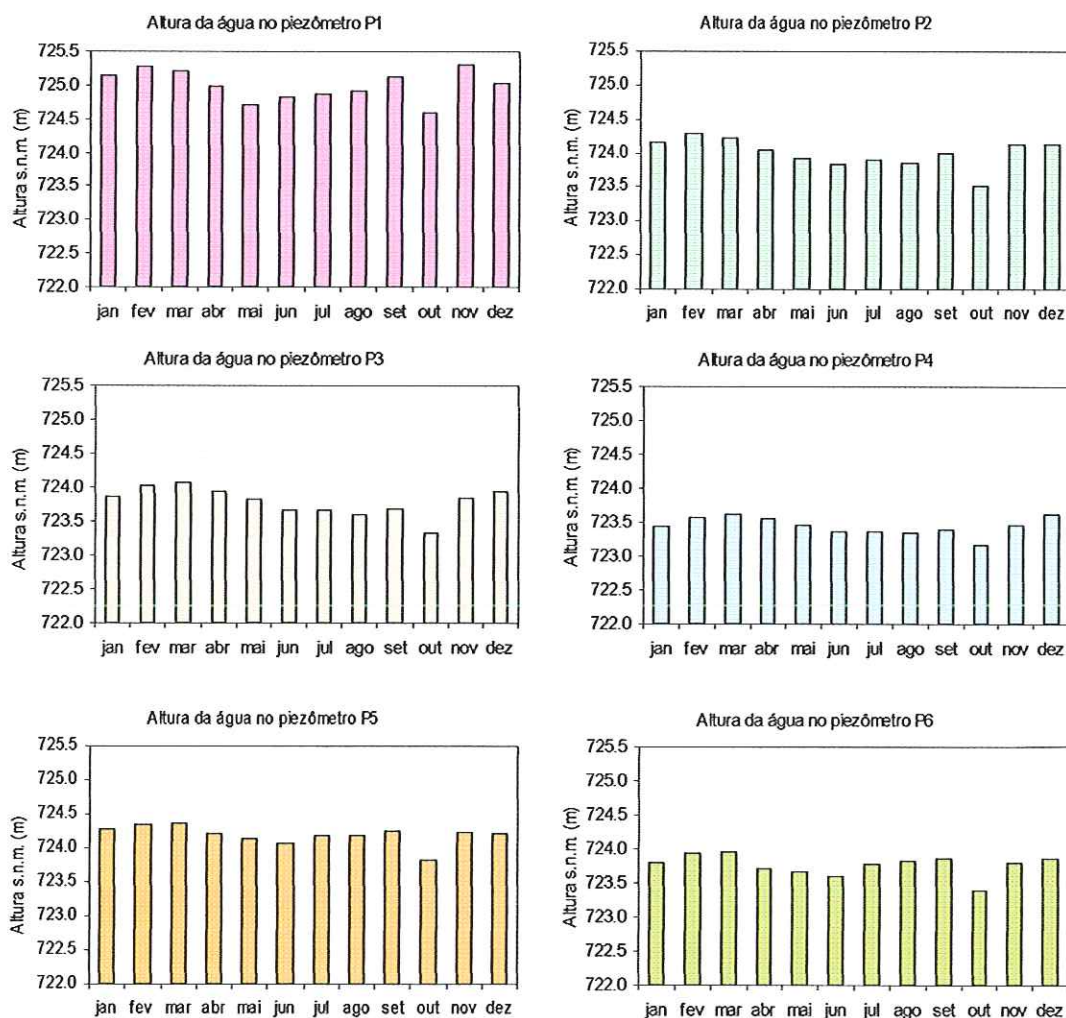


**Figura 9.** Vazão e nível da água (Limnómetro) no ribeirão do Feijão, durante o período de estudo.

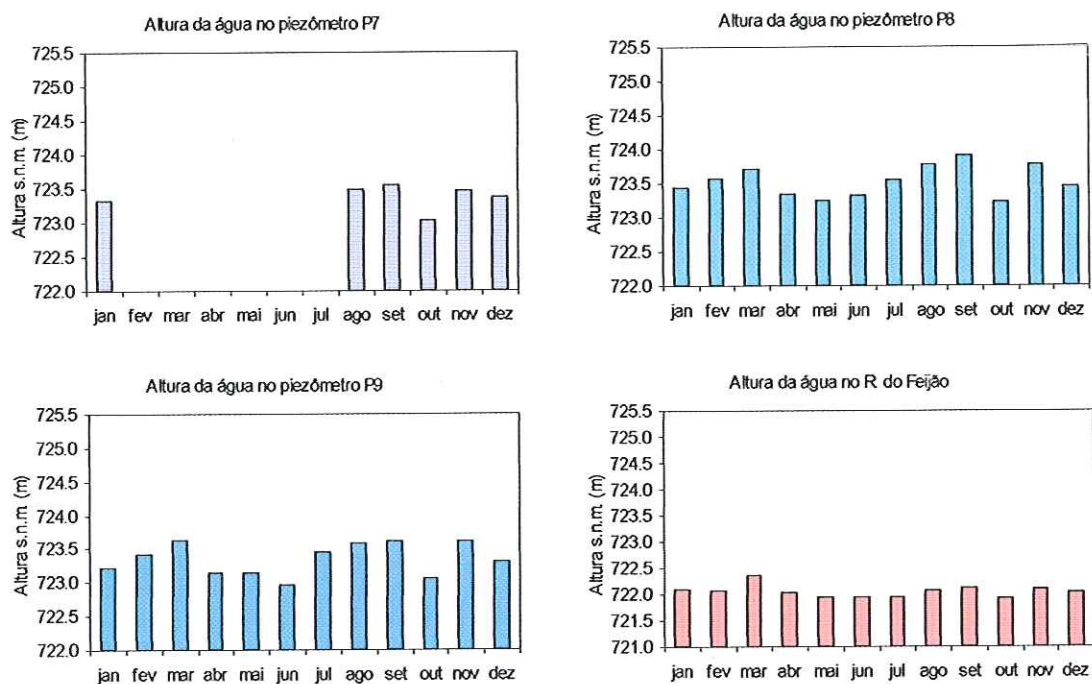


## 2.2. Variação do nível da água da interface nos piezômetros

Os valores do nível da água subsuperficial, ou altura da lâmina de água subterrânea, nos piezômetros registrados durante o período de trabalho de campo estão apresentados na figura 10. Durante os meses de fevereiro a julho não foi possível determinar a altura da água no piezômetro P7 em decorrência da instalação de um limnógrafo no próprio piezômetro. Os níveis da água mais baixos foram observados em outubro, no final do período de estiagem, coincidindo com a menor vazão no ribeirão. Em março, após abundantes chuvas, foram registrados os níveis mais altos. Após o início do período chuvoso também foi registrado um incremento no nível da água subsuperficial. Os piezômetros mais próximos ao ribeirão (P7, P8 e P9), registraram variações mais amplas nos níveis da água do que os piezômetros mais distantes.



**Figura 10.** Nível da água subsuperficial nos piezômetros da área de estudo durante o período de trabalho de campo (s.n.m. = sobre o nível do mar).

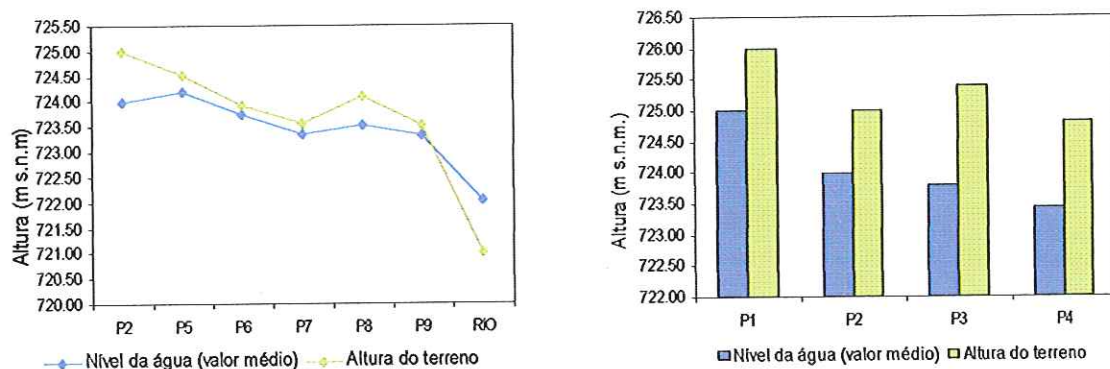


**Figura 10. Continuação.** Nível da água sub-superficial nos piezômetros da área de estudo durante o período de trabalho de campo (s.n.m = sobre o nível do mar).

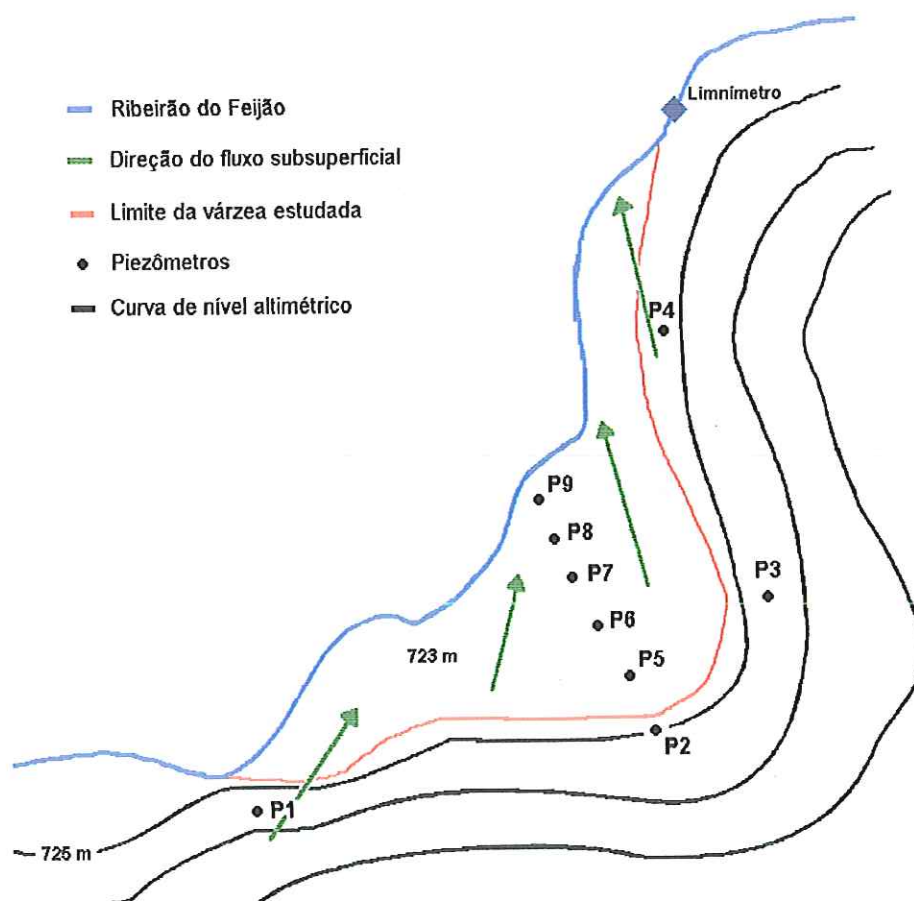
### 2.3. Direção do fluxo de escoamento da água sub-superficial

Na figura 11 estão representadas as altitudes dos piezômetros e as variações médias, durante o período de estudo, do nível da água sub-superficial nos mesmos. Nos piezômetros do interflúvio (P1 a P4) observou-se uma maior amplitude entre a altitude do terreno e o nível da água, sendo que nos piezômetros do transecto (P5 a P9), essa diferença foi muito inferior e em algumas ocasiões, quando o solo estava saturado, não houve diferença.

Seguindo a inclinação do terreno e a variação no nível da água foi estimada a direção predominante do fluxo da água subterrânea (figura 12). Foi observado um fluxo predominante em direção ao curso do rio. O piezômetro P7, que se encontra na parte mais baixa do terreno, muitas vezes encontrava-se alagado, sendo este um ponto em que a água fica retida mais tempo, com menor circulação.



**Figura 11.** Variação do nível da água (valores médios para o período de estudo) e do terreno para os piezômetros instalados na área de estudo (s.n.m. = sobre o nível do mar).



**Figura 12.** Desenho indicando as componentes do fluxo da água sub-superficial baseada nos dados da variação do nível da água nos piezômetros.

### 3. Características físicas e químicas da água superficial e sub-superficial

#### 3.1. pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água

As variáveis físicas e químicas da água (pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura da água) foram monitoradas mensalmente durante o período de estudo nos piezômetros instalados no interflúvio (P1, P2, P3 e P4), nos piezômetros do transecto perpendicular ao curso de água na própria várzea (P5, P6, P7, P8 e P9) e no ribeirão do Feijão a montante, no meio e a jusante da várzea em estudo (R10, R11 e R12).

Os dados coletados para as variáveis mencionadas encontram-se em Anexo (Tabela I a-d) e estão representados graficamente na figura 13.

Os piezômetros P1 a P4 estão instalados em uma área de solos do tipo latossolos vermelho-amarelos que são solos minerais de boa drenagem e apresentam uma acidez moderada a forte. Isto refletiu nos valores de pH registrados que variaram de 3,12 a 5,05. Os valores mais baixos foram registrados no mês de março após chuvas intensas. Os menores valores de condutividade elétrica da água também foram registrados em março no P4 ( $1,50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e aumentaram a partir de junho, sendo o valor máximo  $27,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  em julho no P1. As concentrações de oxigênio dissolvido flutuaram ao longo do período. Registraram-se altas concentrações no mês de março após as chuvas e nos meses de seca as concentrações diminuíram mantendo-se baixas até o final do período de estudo. A máxima concentração registrada de oxigênio dissolvido foi de  $9,27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  no P1 em junho, e a mínima foi de  $0,37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em setembro, no mesmo ponto. A temperatura média mensal da água nos piezômetros variou de  $19,2 \text{ }^\circ\text{C}$  a  $24,7 \text{ }^\circ\text{C}$  sendo registrados os menores valores nos meses de junho a setembro.

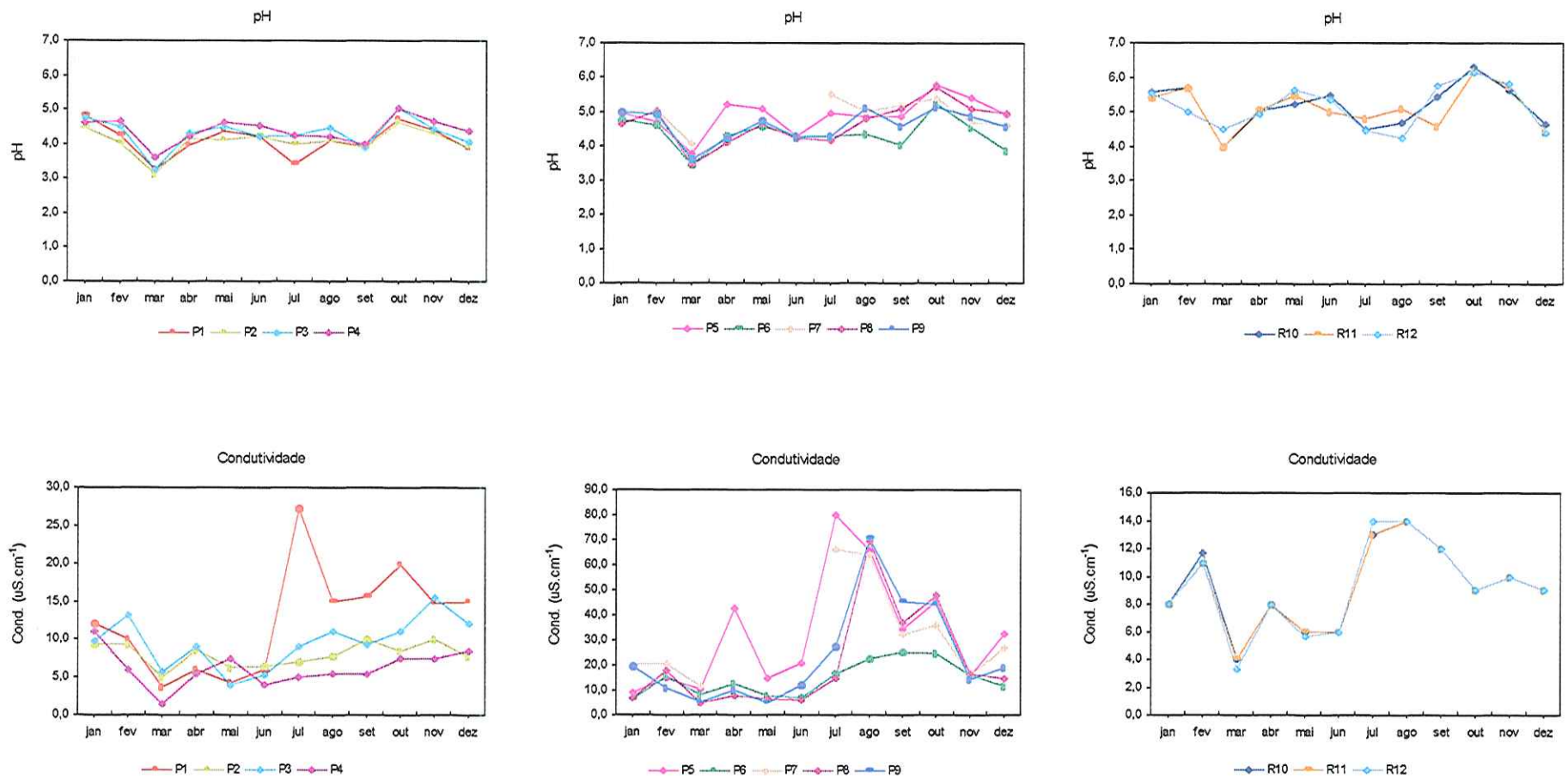
Os piezômetros P5 a P9, localizados na várzea propriamente dita, em sentido perpendicular ao curso do rio estão instalados em terreno mais baixo que os anteriores e o solo hidromórfico, eventualmente, se encontrava saturado. Nos meses de abril, maio e junho não foi possível coletar amostras no P7 e as variáveis estudadas não foram determinadas. Os valores de pH registrados variaram entre 3,47 e 5,78 e os menores valores foram correspondentes ao mês de março. A condutividade elétrica registrou valores significativamente maiores

aos dos piezômetros P1 a P4 variando de  $5,00 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a  $80,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , sendo que os valores aumentaram a partir de junho em todos os piezômetros. As variações das concentrações de oxigênio dissolvido, no período de estudo, foram similares as observadas nos pontos P1 a P4, porém com maiores amplitudes. As concentrações variaram de  $0,06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  a  $10,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  sendo que as maiores corresponderam aos meses de maio e junho. A partir de julho foi observado um padrão de variação diferente nas concentrações de oxigênio dissolvido entre os pontos amostrados. Os valores da temperatura da água dos piezômetros P5 a P9 foram menores aos dos P1 a P4 variando de  $15,8 \text{ }^\circ\text{C}$  a  $23,7 \text{ }^\circ\text{C}$ , porém apresentaram o mesmo padrão ao longo do tempo com as mínimas temperaturas no mês de julho.

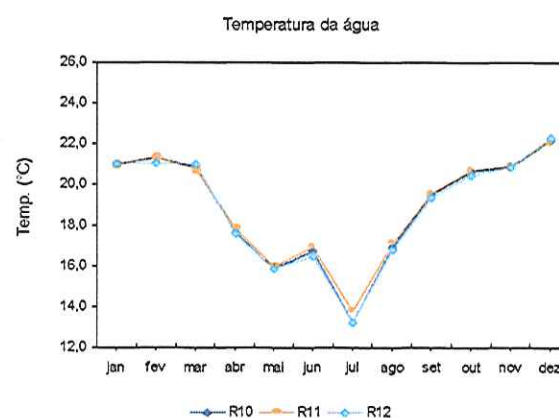
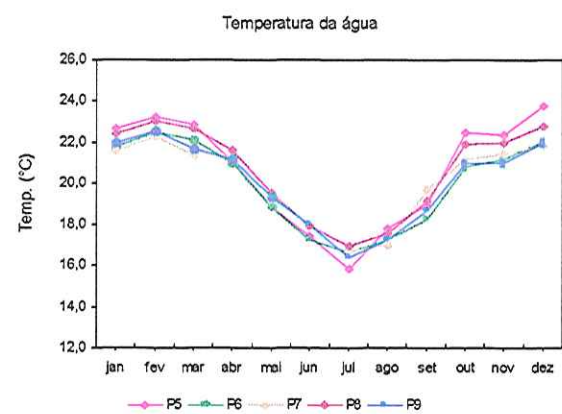
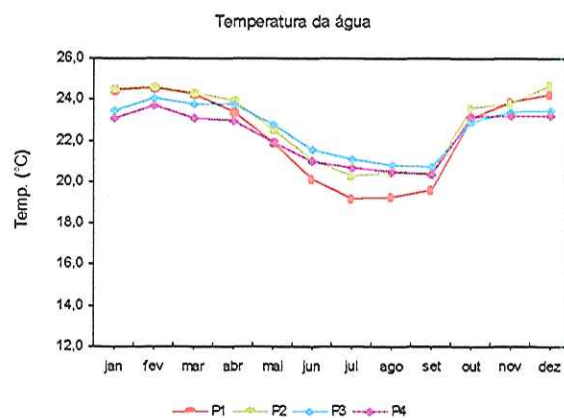
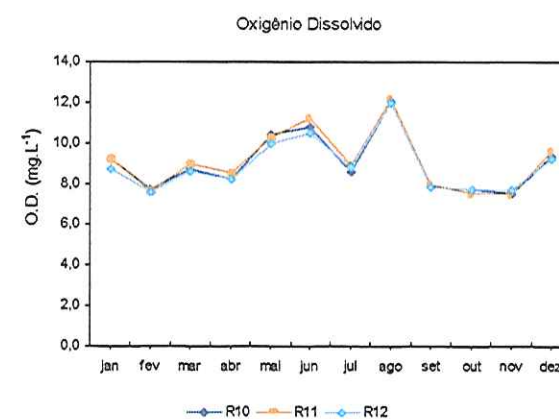
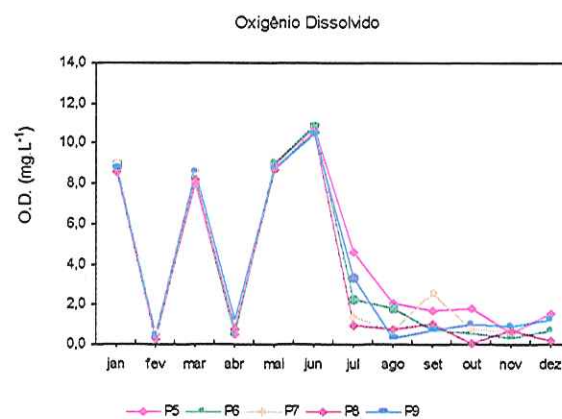
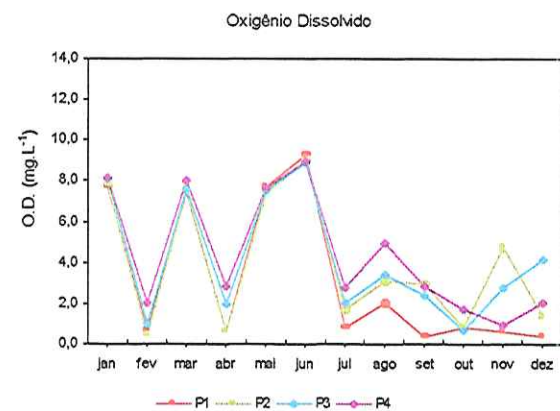
No curso de água do ribeirão do Feijão foram determinadas três estações de coleta, uma primeira, R10, no início do trecho que margeia a área de várzea em estudo, outra na parte média, R11 e uma no final do trecho R12, que coincidiu com o local utilizado para determinar a altura e vazão do rio. Os valores de pH registrados variaram de valores médios de 3,99 a 6,30 ao longo do estudo. Os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados nos meses de julho e agosto com um valor máximo de  $14,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Os menores valores corresponderam ao mês de março com um valor mínimo de  $3,99 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Os valores de oxigênio dissolvido variaram de  $7,54$  a  $12,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , registrando-se os maiores valores em agosto. A temperatura da água no rio manteve-se numa média de  $21,1 \text{ }^\circ\text{C}$  no período de chuvas e  $16,7 \text{ }^\circ\text{C}$  no período de seca com uma forte queda de temperatura no mês de julho ( $13,3 \text{ }^\circ\text{C}$ ). As temperaturas registradas no curso de água foram significativamente menores às observadas nos restantes pontos.

Comparando todos os pontos de coleta, as maiores variabilidades nos valores das variáveis observadas foram na condutividade ( $15,3 \pm 14,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , variabilidade de 96,0 %) e no oxigênio dissolvido ( $5,11 \pm 3,89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , variabilidade de 76,1 %), principalmente nos pontos correspondentes aos piezômetros P1 a P9 (figura 13).

Ao longo do período de coletas, as variáveis apresentaram comportamentos similares nos diferentes compartimentos (interflúvio, várzea e rio) sendo que no rio não foram observadas grandes variações.



**Figura 13.** Características físicas e químicas da água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.



**Figura 13. Continuação.** Características físicas e químicas da água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

### 3.2. Concentrações de nutrientes

#### a) Fosfato Inorgânico, Fósforo Total Dissolvido, Fósforo Total

Na figura 14 encontram-se representados os valores das concentrações de fosfato inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total ao longo do período de estudo e em cada compartimento. No Anexo (Tabela II a, b e c) encontram-se os valores tabelados.

Para os pontos P1 a P4, foi observado um forte aumento da concentração de fosfato inorgânico no mês de novembro, principalmente no P1, registrando-se um máximo de  $75,1 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ , coincidindo com o aumento das chuvas. O valor mínimo determinado foi de  $0,44 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$  em julho, em pleno período de estiagem. O fósforo total dissolvido teve um comportamento similar ao fosfato com uma concentração máxima de  $92,3 \mu\text{g PTD} \cdot \text{L}^{-1}$  no P1 em novembro. As concentrações de fósforo total flutuaram ao longo do período de estudo com valores que foram de  $44,1$  a  $212 \mu\text{g PT} \cdot \text{L}^{-1}$ .

Na área da várzea (pontos P5 a P9), foram registradas elevadas concentrações de fosfato inorgânico no P5 ao longo do período de coletas, com um máximo de  $317 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$  em outubro. Neste mesmo local foram observadas as maiores flutuações da variável em questão. No período de estiagem as concentrações foram baixas. No mês de agosto foi observado um aumento considerável da concentração de fosfato inorgânico no P8. Um comportamento similar foi observado para o fósforo total dissolvido, com valores que variaram entre  $493 \mu\text{g PTD} \cdot \text{L}^{-1}$  (P8 em agosto) e  $6,75 \mu\text{g PTD} \cdot \text{L}^{-1}$  (P9 em maio), com média e desvio padrão de  $81,8 \pm 103 \mu\text{g PTD} \cdot \text{L}^{-1}$ . Foram determinadas concentrações elevadas de fósforo total no mês de outubro para os pontos P5 e P8, porém os valores oscilaram entre  $1879$  e  $46,5 \mu\text{g PT} \cdot \text{L}^{-1}$  durante o período de estudo, com média e desvio padrão de  $361 \pm 332 \mu\text{g PT} \cdot \text{L}^{-1}$ .

No ribeirão do Feijão, as máximas concentrações de fosfato inorgânico foram observadas em junho ( $10,8 \mu\text{g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ ). O padrão de variação foi similar para os três pontos de coleta. Comportamento semelhante foi observado para o fósforo total dissolvido (média:  $11,2 \pm 2,51 \mu\text{g PTD} \cdot \text{L}^{-1}$ ), porém os maiores valores



foram registrados em março e os menores em fevereiro ( $4,94 \mu\text{g PTD.L}^{-1}$  no R12). Os valores de fósforo total foram máximos em outubro para os três pontos. Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos ao longo do período de estudo (média:  $46,7 \pm 20,7 \mu\text{g PT.L}^{-1}$ ).

Os piezômetros P1 a P9 tiveram um padrão de variação muito similar para o fosfato inorgânico e o fósforo total dissolvido (figura 14); já para o fósforo total as variações mensais foram mais acentuadas em todos os pontos de coleta (percentagem de variação de 135 %).

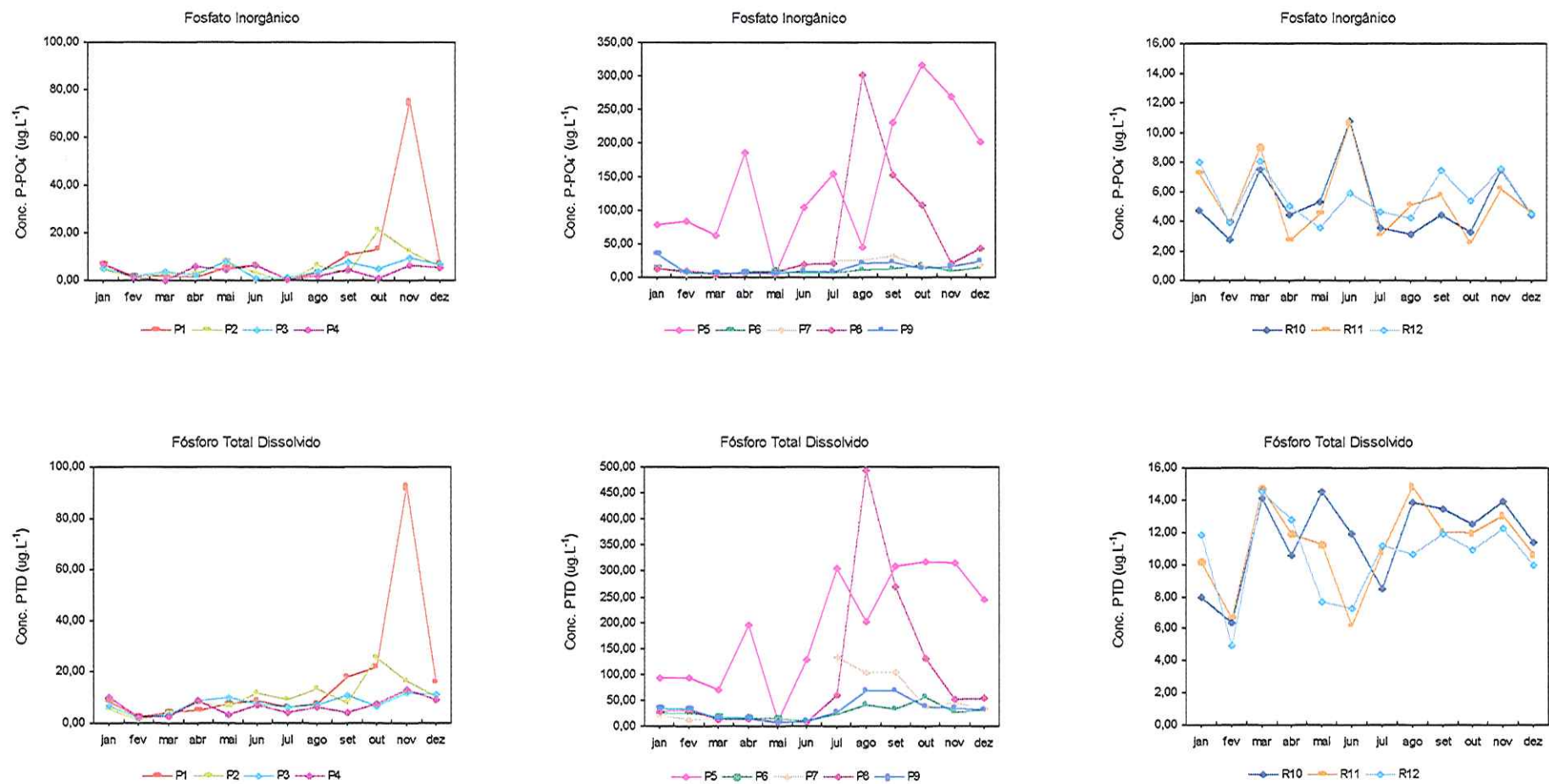
#### **b) Silicato Reativo Solúvel**

As concentrações de silicato reativo solúvel (figura 15, Anexo Tabela III), determinadas nos piezômetros P1 a P4 variaram de 0,15 a  $4,51 \text{ mg Si-SiO}_2.\text{L}^{-1}$  com média de  $1,40 \pm 1,36 \text{ mg Si-SiO}_2.\text{L}^{-1}$ , sendo que os valores mais altos se registraram nos meses de fevereiro, maio, julho e outubro.

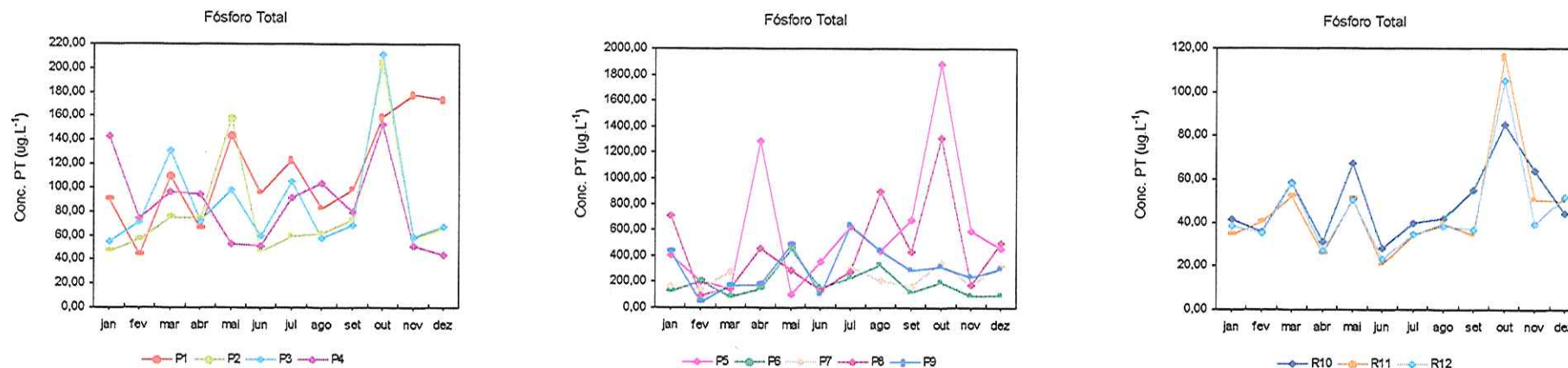
Para os pontos da várzea, P5 a P9, foi observado o mesmo padrão de variação nas concentrações para todos os piezômetros. As concentrações foram maiores que as determinadas nos outros pontos, com média de  $3,30 \pm 2,39 \text{ mg Si-SiO}_2.\text{L}^{-1}$ .

No ribeirão do Feijão o padrão de variação manteve-se semelhante ao da água sub-superficial (água da várzea) e não houve variações significativas entre os três pontos de coleta ao longo do curso de água.

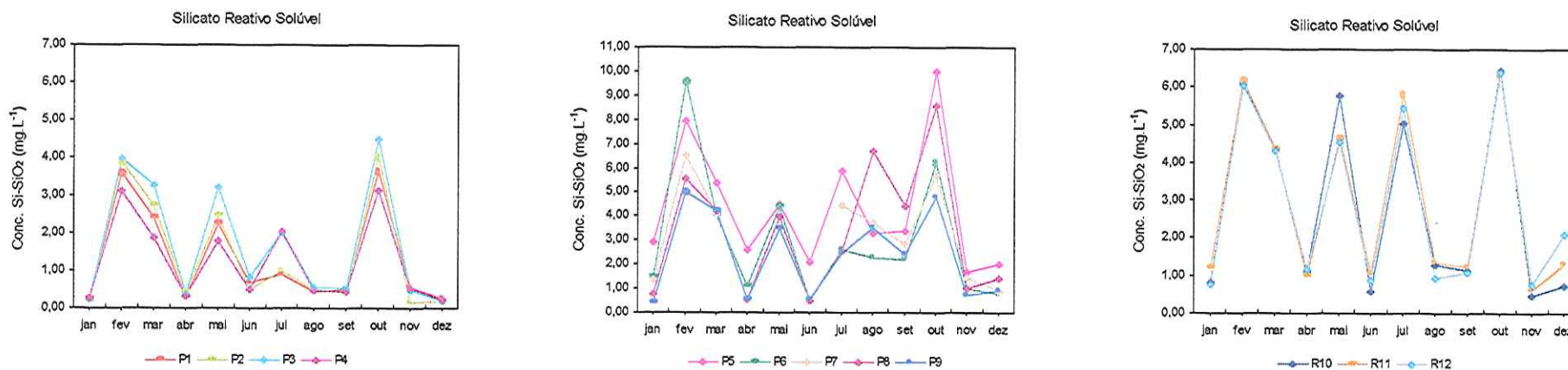
Para toda a área de estudo, foi observado um padrão similar na variação da concentração do silicato reativo solúvel de um mês para o outro (figura 15), principalmente para os piezômetros P1 a P4 e a água superficial.



**Figura 14.** Concentração de nutrientes (fosfato inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total) na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.



**Figura 14. Continuação.** Concentração de nutrientes (fosfato inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total) na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.



**Figura 15.** Concentração de silicato reativo solúvel na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

### c) Nitrito, Nitrato, Amônio, Nitrogênio Total Kjeldahl

Na figura 16 encontram-se os gráficos correspondentes às concentrações de nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total Kjeldahl. No Anexo (Tabela IV a-d) encontram-se os valores tabelados.

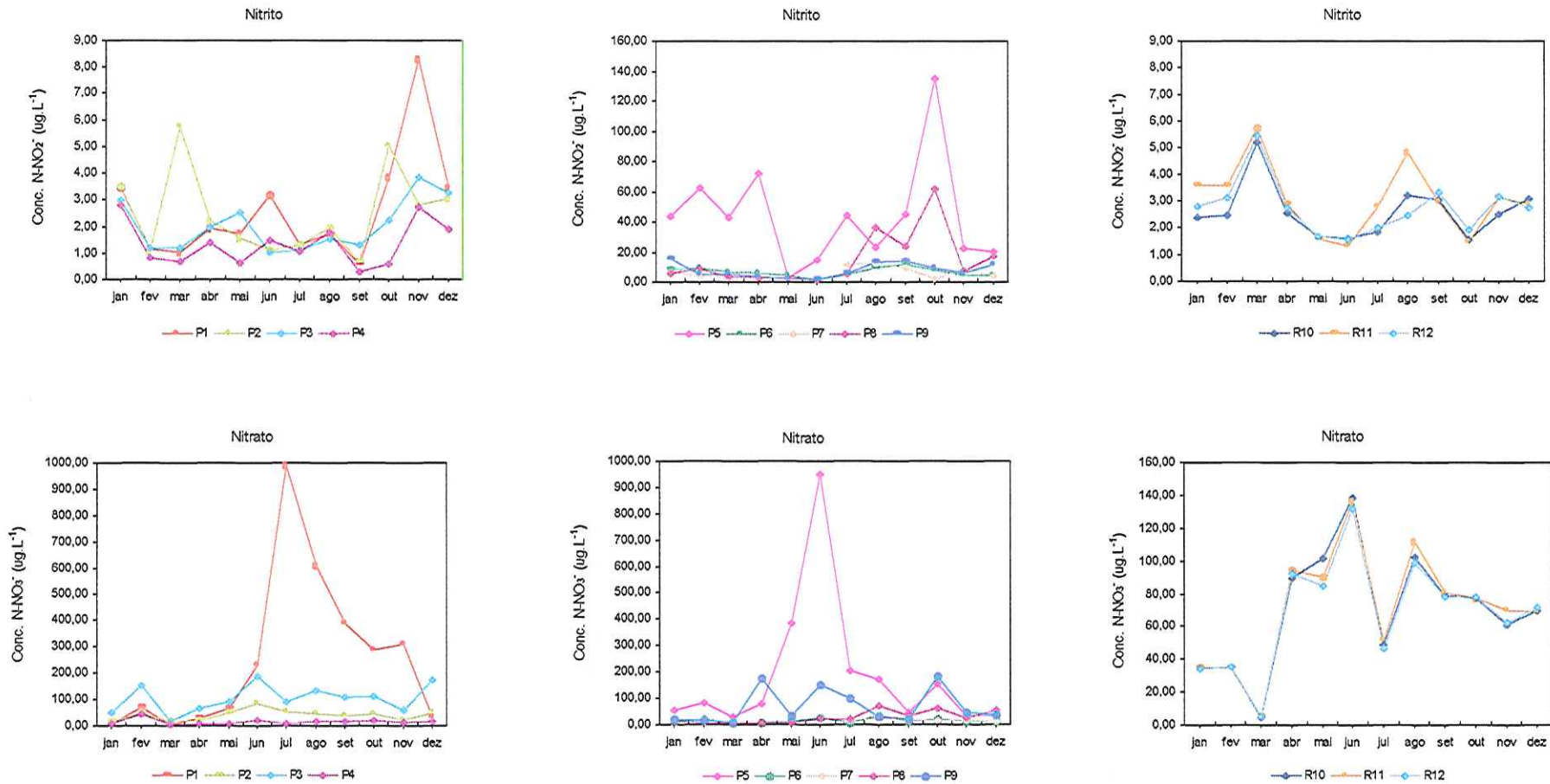
Nos piezômetros P1 a P4 foram observadas variações mensais nas concentrações de nitrito, com um grande aumento (aproximadamente 150 % acima da média) da concentração no P2 em março e outubro e no P1 (289 % acima da média) em novembro. Durante o período as concentrações variaram de 0,27 a 8,29  $\mu\text{g N-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , com uma variabilidade de 70,4 %. As maiores concentrações de nitrato foram registradas nos pontos P1 e P3, com um máximo em julho de 991  $\mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . As menores concentrações correspondem ao mês de março, com um mínimo de 3,31  $\mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  no P4. A média para os piezômetros P1 a P4 foi de  $103 \pm 174 \mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , com uma variabilidade de 169 %. As concentrações de amônio variaram de 0,68 a 348  $\mu\text{g N-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$  (média de  $28,6 \pm 61,0 \mu\text{g N-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$ ), sendo que no P1 registrou-se um aumento extraordinário no mês de novembro. As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), variaram de 0,09 a 0,93  $\text{mg NTK}\cdot\text{L}^{-1}$  (média de  $0,42 \pm 0,26 \text{mg NTK}\cdot\text{L}^{-1}$ ), porém foi registrada uma elevada concentração no mês de maio no P4 que não se correspondeu com os demais dados registrados.

Nos piezômetros localizados na várzea, P5 a P9, foram registradas as concentrações mais elevadas de nitrito ao longo do período de estudo, com valor médio de  $16,5 \pm 23,0 \mu\text{g N-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ . Um padrão similar foi observado para as concentrações de nitrato, com um máximo de 949  $\mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  no P5 em junho e um valor médio de  $64,6 \pm 137 \mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Concentrações relativamente baixas, aproximadamente o 16 % da concentração média, foram observadas no mês de março após o período de chuvas. As concentrações de amônio variaram de 0,86  $\mu\text{g N-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$  até 2051  $\mu\text{g N-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$ . As concentrações mais baixas corresponderam aos meses de fevereiro e março e aumentaram a partir do mês de maio em todos os pontos. As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) na várzea foram as mais altas do sistema em estudo, com um valor médio de  $1,58 \pm 0,98 \text{mg NTK}\cdot\text{L}^{-1}$ .

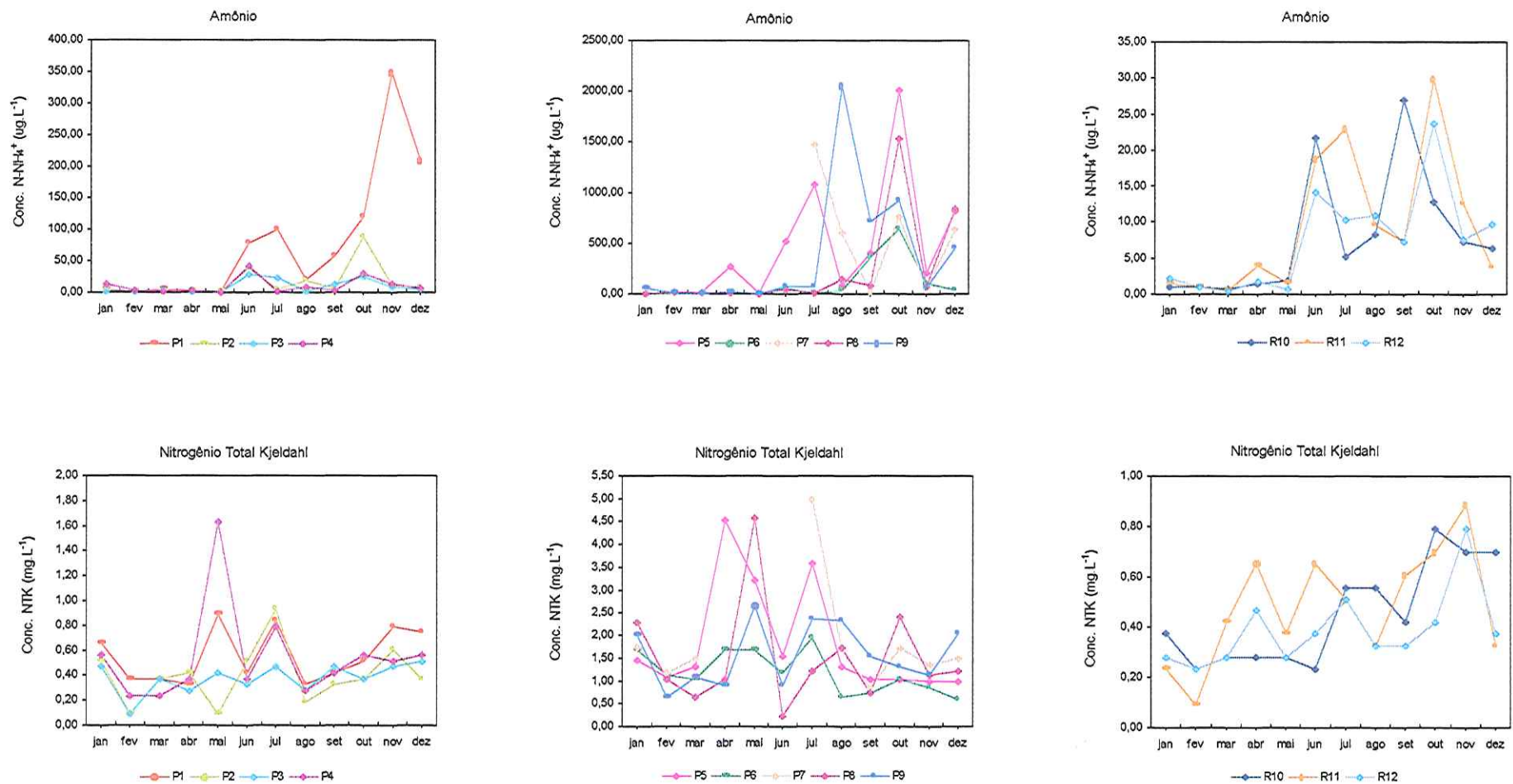
No ribeirão do Feijão as concentrações médias de nitrito foram de  $2,81 \pm 1,11 \mu\text{g N-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , com uma redução das concentrações nos meses de seca,

chegando a um valor mínimo de  $1,30 \mu\text{g N-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  em junho. Para as concentrações de nitrato foi observada uma correlação negativa com as concentrações de nitrito, sendo que os valores máximos foram observados em junho ( $138 \mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ) e os mínimos em março ( $4,68 \mu\text{g N-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ). As concentrações de amônio variaram com um padrão similar ao dos piezômetros P5 a P9, com aumento das concentrações a partir de junho. As menores concentrações foram observadas no mês de março, com um valor mínimo de  $0,42 \mu\text{g N-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$ . As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) tiveram uma média de  $0,44 \pm 0,19 \text{ mg NTK}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Nos piezômetros P1 a P4 foi observada a maior percentagem de variação para as concentrações de amônio, correspondente a 213%. Na várzea foram observadas as maiores concentrações dos compostos nitrogenados e também as maiores variações, com percentagens entre 62 e 212%. No ribeirão do Feijão as percentagens de variação observadas foram menores que 50% exceto para as concentrações de amônio, que apresentaram uma variação de 100%.



**Figura 16.** Concentração de nutrientes (nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total Kjeldahl) na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.



**Figura 16. Continuação.** Concentração de nutrientes (nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total Kjeldahl) na água de interface para os compartimentos terraço (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

#### 4. Experimentos de nitrificação

Para estimar a atividade nitrificante dos sedimentos da várzea em estudo, foram coletados sedimentos e água dos locais P5 a P9 e montados ensaios de laboratório em agosto (N-I) e novembro de 2000 (N-II) e novembro de 2001 (N-III).

##### a) Características físicas e químicas da água sub-superficial

Na tabela 2 encontram-se os valores das variáveis físicas e químicas determinadas nas águas sub-superficiais, utilizadas na montagem dos ensaios de laboratório de agosto (N-I) e novembro de 2000 (N-II) e novembro de 2001 (N-III).

Para as amostras de água sub-superficial utilizada no ensaio N-I os valores de pH da água sempre foram baixos, com valores entre 4,82 e 5,12. Os valores de condutividade foram altos (máximo de 70,2  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e as concentrações de oxigênio dissolvido variaram de 0,34 a 2,08  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Na água sub-superficial utilizada na montagem do ensaio de laboratório de novembro de 2000 os valores de pH mantiveram-se baixos e os valores de condutividade e as concentrações de oxigênio dissolvido diminuíram, em relação aos valores encontrados no ensaio anterior, sendo que todos os pontos apresentaram valores de oxigênio dissolvido inferiores a 0,90  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . As concentrações de carbono total também foram menores em relação ao ensaio anterior. A temperatura da água foi 4 °C maior que no ensaio anterior no mês de agosto. As características físicas e químicas da água sub-superficial coletada em novembro de 2001 foram similares às encontradas no ano anterior, porém os valores de pH foram levemente mais baixos.

Na tabela 3 encontram-se os valores das concentrações de nutrientes da água sub-superficial utilizada nos ensaios. A forma de nitrogênio predominante foi o amônio, sendo as amostras P7 e P9 as que tiveram maiores concentrações. Para as amostras coletadas em novembro o amônio também foi mais abundante, sendo que as maiores concentrações foram determinadas para os pontos P5 e P6. Para as amostras coletadas em novembro de 2001, as concentrações de amônio foram predominantes em todos os pontos e, no ponto P5 as concentrações de nitrito foram superiores às de nitrato. As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl foram maiores que nos estudos anteriores, variando de 1,15 no P9 a



4,68 mg.L<sup>-1</sup> no P7. As concentrações de silicato reativo solúvel, fosfato inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total foram inferiores às encontradas nos estudos anteriores.

**Tabela 2.** Características físicas e químicas da água sub-superficial, coletada nos piezômetros e utilizada nos ensaios de nitrificação N-I, N-II e N-III, e desnitrificação D-I.

N-I							
Local	pH	Cond. ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	O.D. (mg.L <sup>-1</sup> )	Temp. (°C)	TC (mg.L <sup>-1</sup> )	DOC (mg.L <sup>-1</sup> )	IC (mg.L <sup>-1</sup> )
P5	4,88	65,5	2,08	17,8	31,1	29,7	1,35
P6	4,37	22,7	1,82	17,2	25,7	24,6	1,18
P7	5,02	64,0	0,67	17,0	37,9	36,2	1,74
P8	4,82	69,7	0,77	17,5	48,6	45,8	2,79
P9	5,12	70,2	0,34	17,2	22,3	17,8	4,52
N-II							
P5	5,41	15,5	0,58	22,3	17,3	15,7	1,60
P6	4,55	16,2	0,34	21,2	13,9	12,2	1,69
P7	4,71	16,0	0,64	21,4	18,7	17,6	1,05
P8	5,09	16,3	0,71	21,9	14,9	13,2	1,72
P9	4,86	14,5	0,90	21,0	9,70	8,71	1,00
N-III e D-I							
P5	4,23	17,0	0,73	21,7	18,1	16,9	1,25
P6	3,62	11,0	0,40	20,5	11,5	8,3	3,19
P7	3,70	16,4	0,48	20,5	15,2	13,2	2,03
P8	4,36	16,0	0,74	21,0	18,3	16,1	2,23
P9	3,79	15,2	1,03	20,4	11,4	9,30	2,14

**Tabela 3.** Concentrações de nutrientes da água sub-superficial, coletada nos piezômetros e utilizada nos ensaios de nitrificação N-I, N-II e N-III, e desnitrificação D-I.

N-I								
Local	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	Si-SiO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	PTD ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	PT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )
P5	23,1	169	78,6	1,31	3,30	45,7	201	440
P6	9,20	31,9	33,3	0,65	2,29	11,6	40,8	330
P7	12,6	24,3	599	1,68	3,75	26,2	103	213
P8	36,1	72,0	140	1,73	6,69	301	493	899
P9	12,8	28,5	2051	2,33	3,52	21,6	68,2	439
N-II								
P5	22,6	34,6	209	0,98	1,69	269	315	594
P6	4,30	13,2	107	0,84	1,02	9,70	26,9	90,4
P7	8,81	17,7	49,7	1,35	1,45	21,7	46,6	176
P8	7,63	25,3	68,8	1,12	1,00	20,8	51,7	177
P9	5,53	46,1	57,6	1,12	0,72	15,9	35,6	236
N-III e D-I								
P5	13,7	7,15	255	3,84	1,07	39,6	55,1	211
P6	2,93	24,4	121	2,38	0,31	5,56	13,5	110
P7	5,24	10,3	277	4,68	0,73	28,1	54,4	195
P8	6,98	16,2	91,4	2,49	0,96	16,8	52,1	158
P9	3,73	13,7	91,7	1,15	0,53	7,13	27,0	150



## b) Características físicas e químicas do sedimento

Na tabela 4, encontram-se os valores das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e as percentagens do conteúdo de matéria orgânica e de água dos sedimentos coletados para os ensaios N-I e N-II.

As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl foram maiores no P9 e foram menores nos pontos mais afastados do rio. Os sedimentos apresentaram uma baixa percentagem de matéria orgânica (valor médio de 11,2 %) e de conteúdo de água (valor médio de 53,3 %), sendo o P7 o local mais úmido. Para as amostras utilizadas no N-II, as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl foram maiores nos pontos P5 e P9 e as percentagens de matéria orgânica e conteúdo de água foram similares às do mês de agosto.

**Tabela 4.** Características físicas e químicas dos sedimentos utilizados nos ensaios de nitrificação N-I e N-II.

N-I			
Local	NTK (mg.g <sup>-1</sup> sed.)	Matéria Orgânica (%)	Conteúdo de água (%)
P5	0,007	10,5	45,3
P6	0,013	13,3	56,7
P7	0,041	10,8	67,9
P8	0,084	8,6	37,3
P9	0,427	12,9	59,3
N-II			
P5	0,25	8,81	45,2
P6	0,06	13,6	59,7
P7	0,02	11,6	66,1
P8	0,02	13,7	50,8
P9	1,16	12,6	60,5

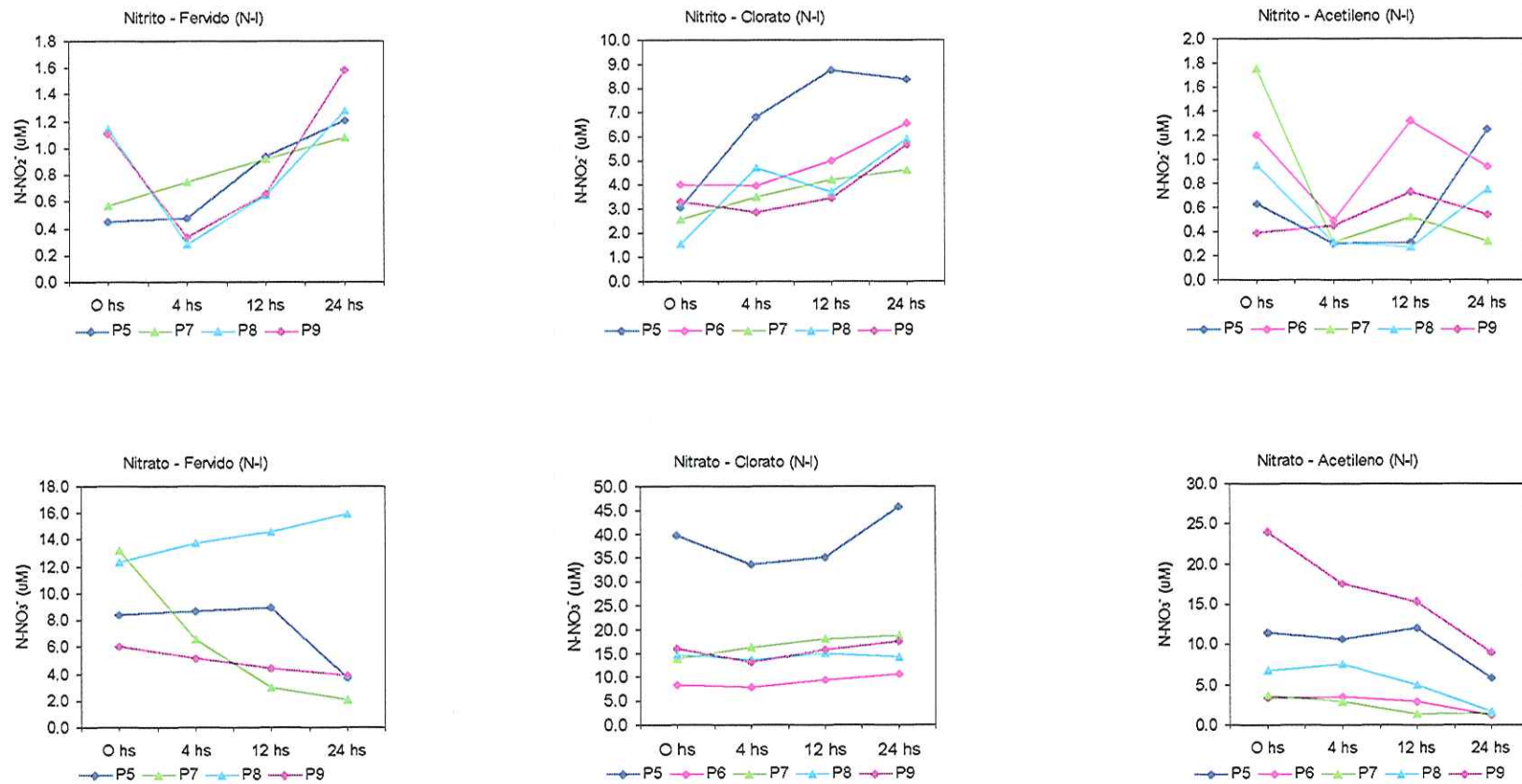
Na tabela 5 encontram-se os valores das variáveis físicas e químicas dos sedimentos usados nos ensaios de novembro de 2001 (N-III). Foram registrados valores de pH ácidos e o potencial de oxi-redução (Eh) foi inferior a 312 mV, indicando condições redutoras. As percentagens de conteúdo de matéria orgânica e água dos sedimentos foram consideravelmente maiores aos dos ensaios anteriores. Os valores médios foram de 30,6 % para matéria orgânica e 40,8 % para conteúdo de água, sendo os sedimentos do P8 os mais saturados. As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl também foram superiores as dos ensaios anteriores, sendo o amônio a fração predominante.

**Tabela 5.** Características físicas e químicas dos sedimentos utilizados nos ensaios de nitrificação N-III (novembro de 2001) e desnitrificação D-I.

N-III e D-I								
Local	pH	Eh (mV)	Matéria Orgânica (%)	Conteúdo de água (%)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.g sed <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.g sed <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.g sed <sup>-1</sup> )	NTK (mg.g sed <sup>-1</sup> )
P5	3,90	247	40,0	49,5	0,035	0,22	2,77	0,04
P6	3,55	262	24,0	36,7	0,025	0,17	2,07	2,51
P7	3,90	162	14,2	24,9	0,020	0,35	1,98	1,52
P8	3,85	312	51,6	59,0	0,023	0,17	2,75	0,95
P9	4,05	242	23,1	33,9	0,024	0,18	3,16	1,52

### c) Quantificação da atividade nitrificante

Na figura 17 apresentam-se as variações das concentrações de nitrito e nitrato nos frascos de incubação do primeiro ensaio N-I, para os três tratamentos e ao longo do tempo (24 horas). As amostras controle apresentaram erros na determinação das concentrações de nitrato e nitrito e foram desconsideradas na análise. Nas amostras tratadas com fervura foi observado o aumento da concentração de nitrito a partir das 4 horas de incubação para todos os pontos. As concentrações de nitrato foram muito inferiores, diminuindo ao longo do ensaio. O tratamento aplicado que deveria ter inibido os microorganismos responsáveis pelo processo não teve um efeito aparente. As amostras tratadas com clorato de potássio, inibidor da oxidação do nitrito, tiveram um aumento das concentrações de nitrito, porém as de nitrato aumentaram muito pouco evidenciando o efeito do inibidor. Nas amostras tratadas com acetileno o efeito do inibidor foi observado nas primeiras horas de incubação, porém as concentrações de nitrito aumentaram pouco até o final do ensaio.



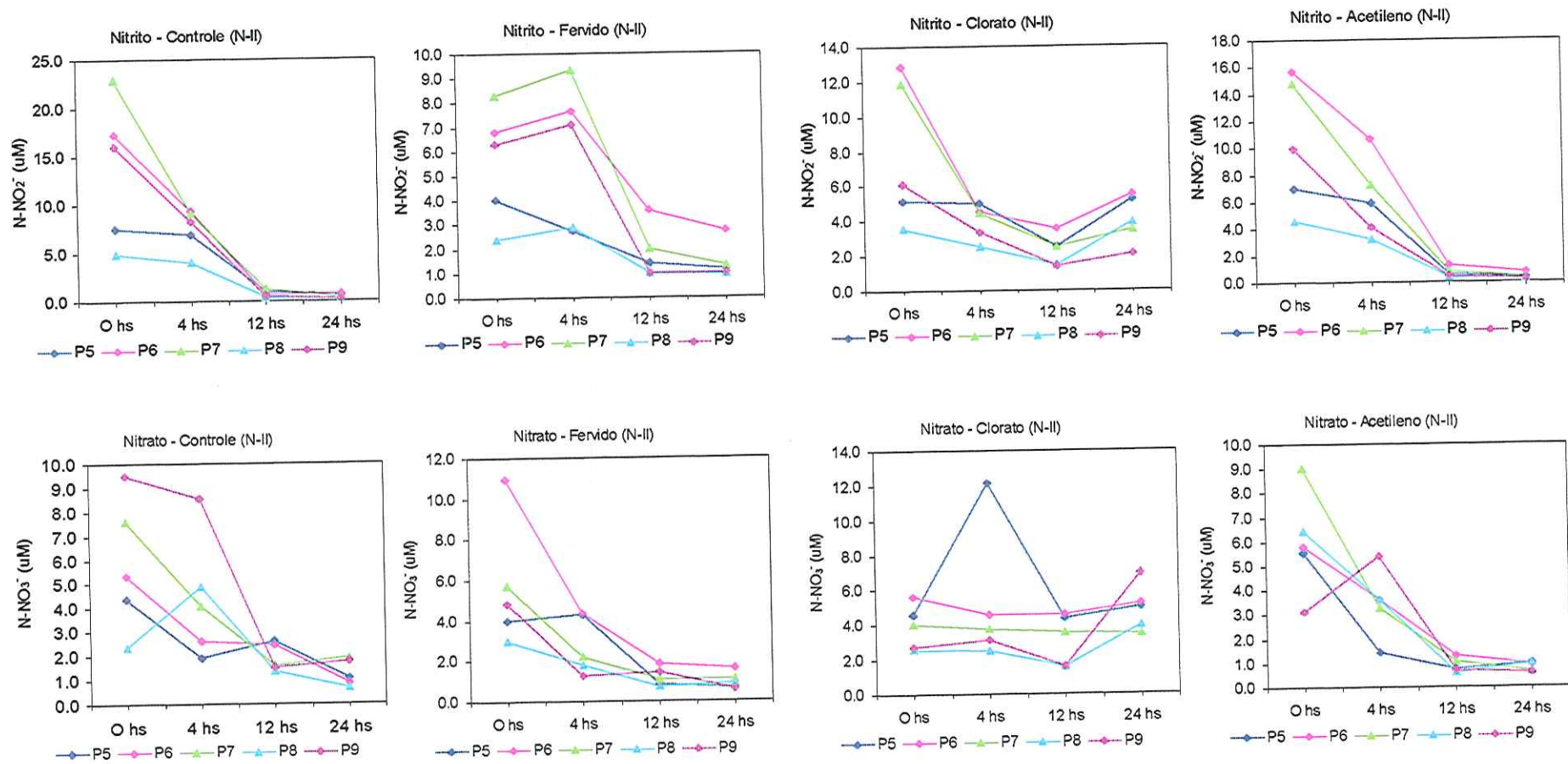
**Figura 17.** Variações das concentrações de nitrito e nitrato ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e cada tratamento, no ensaio de nitrificação de agosto de 2000 (N-I).

Na tabela 7 encontra-se a atividade nitrificante para cada amostra, expressa como produção de  $\text{N-NO}_3^-$  em  $\mu\text{g.L}^{-1}$  por grama de sedimento e por dia para o ensaio N-I.

**Tabela 6.** Atividade nitrificante para os sedimentos da várzea analisados em agosto de 2000 (N-I).

N-I	Produção $\text{N-NO}_3^-$ $\mu\text{g.L}^{-1} \text{N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$		
Amostra	Fervido	Clorato	Acetileno
P5	-2,63	3,40	-3,10
P6	-	1,20	-1,19
P7	-6,25	2,67	-1,18
P8	3,47	-0,22	-2,90
P9	-6,77	0,88	-8,34
Média	-3,04	1,59	-3,34
Desvio	4,72	1,45	2,94

Na figura 18 estão apresentadas as variações temporais das concentrações de nitrito e nitrato nos frascos de incubação do ensaio N-II, ao longo do tempo em que foi realizado o ensaio (24 horas). Foi observado um declínio das concentrações nas primeiras 12 horas de incubação, com exceção das amostras tratadas com clorato P5, P8 e P9. Isto pode estar relacionado à ineficácia do inibidor neste ensaio já que foram observados aumentos das concentrações de nitrato após 12 horas de incubação nas amostras tratadas com este inibidor. De forma geral, pode-se observar que nos sedimentos analisados não houve nitrificação heterotrófica, sendo que o nitrogênio orgânico disponível para tal processo encontrava-se em baixas concentrações assim como também eram baixas as percentagens de matéria orgânica no sedimento.



**Figura 18.** Variações das concentrações de nitrito e nitrato ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e cada tratamento, no ensaio de nitrificação de novembro de 2000 (N-II).

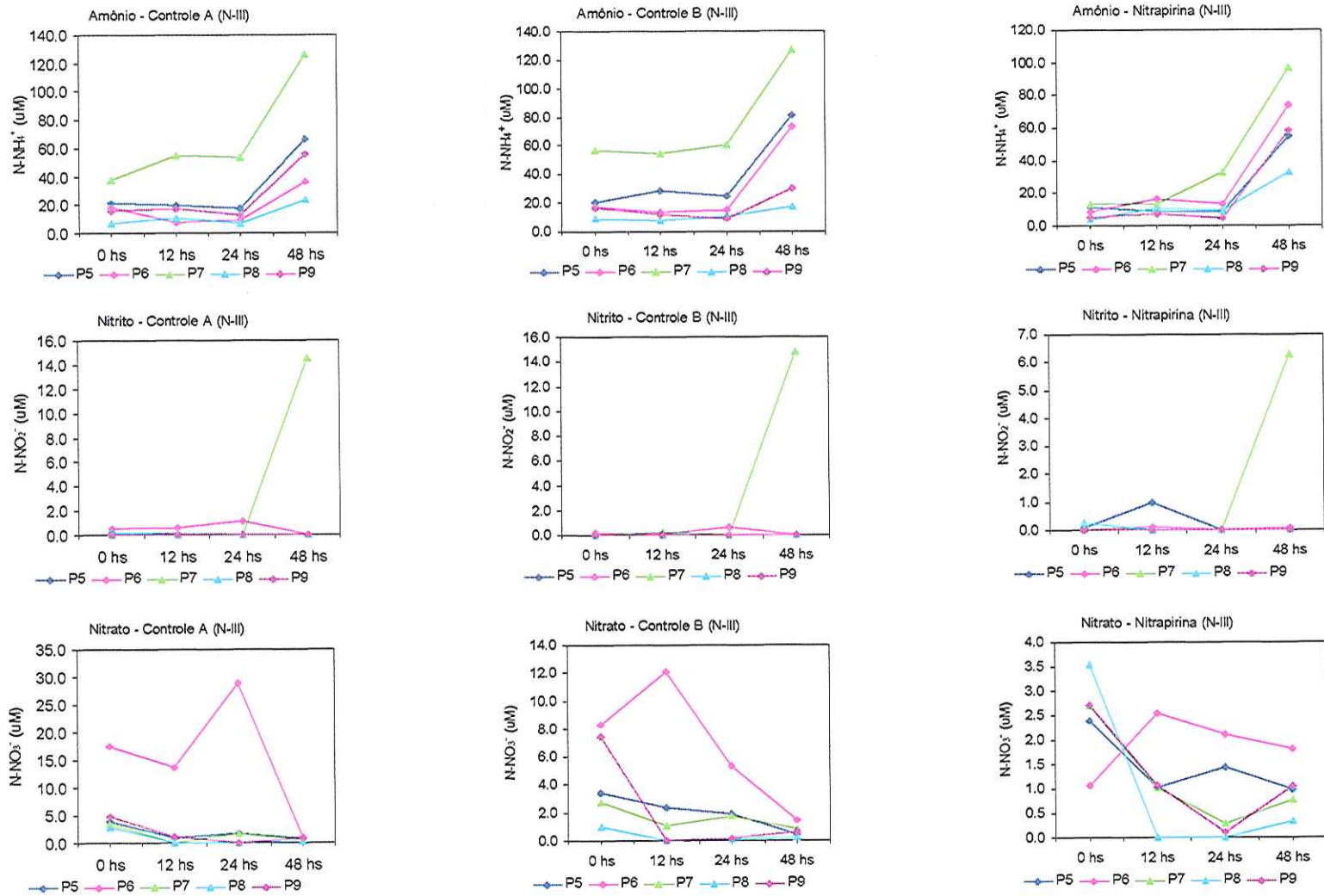
Na tabela 7 encontram-se os valores da atividade nitrificante calculada como produção de nitrato por grama de sedimento por dia para o ensaio N-II, as quais são negativas para a maioria das amostras, com exceção das amostras P5, P8 e P9 discutidas anteriormente.

**Tabela 7.** Atividade nitrificante dos sedimentos da várzea analisados em novembro de 2000 (N-II).

N-II Amostra	Produção N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> µg.L <sup>-1</sup> N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .g <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>		Clorato	Acetileno
	Controle	Fervido		
P5	-1,56	-1,56	0,22	-2,15
P6	-2,08	-4,36	-0,20	-2,27
P7	-2,66	-2,15	-0,27	-3,90
P8	-0,78	-0,96	0,66	-2,53
P9	-3,60	-1,95	1,98	-1,18
Média	-2,13	-2,20	0,48	-2,41
Desvio	1,07	1,29	0,92	0,98

Nos ensaios de novembro de 2001 (N-III) foi utilizada nitrapirina como inibidor do processo de oxidação do amônio, em substituição dos inibidores anteriormente utilizados. Neste ensaio, as amostras coletadas dos frascos de incubação também foram analisadas para quantificar as concentrações de amônio ao longo de um período de 48 horas de incubação.

Na figura 19 se apresentam as variações das concentrações de amônio, nitrito e nitrato nos frascos de incubação. Para todas as amostras de sedimento foi observado um aumento da concentração de amônio após 24 horas de incubação, principalmente para as do P7. As concentrações de nitrito sofreram uma diminuição até chegar a valores não detectáveis pelo método de análise no final do ensaio, com exceção do P7 após 24 horas de incubação. As concentrações de nitrato tiveram um comportamento similar, porém foram maiores que as de nitrito. Pelo aumento das concentrações de amônio, pode-se concluir que neste ensaio foi observado um processo de amonificação do nitrato no lugar do processo de nitrificação esperado.



**Figura 19.** Variações das concentrações de amônio, nitrito e nitrato ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e cada tratamento, no ensaio de nitrificação de novembro de 2001 (N-III).



Na tabela 8 encontra-se a atividade nitrificante calculada para as amostras incubadas no ensaio N-III. No presente ensaio essas atividades foram negativas.

**Tabela 8.** Atividade nitrificante dos sedimentos da várzea analisados em novembro de 2001 (N-III).

N-III	Produção N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> µg.L <sup>-1</sup> N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .g <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>		
Amostra	Controle A	Controle B	Nitrapirina
P5	-0,71	-0,70	-0,33
P6	-3,89	-1,60	0,18
P7	-0,75	-0,45	-0,45
P8	-0,61	-0,19	-0,75
P9	-0,95	-1,61	-0,40
Média	-1,38	-0,91	-0,35
Desvio	1,41	0,66	0,33

#### d) Análise estatística dos resultados

O resultado da análise de regressão múltipla passo a passo aplicado à variável dependente atividade nitrificante para as amostras tratadas com clorato de potássio no ensaio N-I, que apresentaram taxas positivas de nitrificação, não foi significativo (com  $p > 0,05$ ).

Na análise do ensaio N-II para a variável dependente atividade nitrificante potencial das amostras tratadas com clorato foi obtido nível de significância para as variáveis: carbono orgânico dissolvido e pH (tabela 9).

**Tabela 9.** Análise de regressão múltipla passo a passo para as variáveis dependentes: atividade nitrificante para amostras tratadas com clorato de N-II.

Variável dependente: Atividade nitrificante nas amostras Clorato

Passo	Variável independente	Coefficiente de regressão	r <sup>2</sup>	p	% explicação
1	DOC	-0,0298	0,7587	0,0046	75,9
2	pH	0,1745	0,9993	0,0130	24,0

A análise não foi aplicada ao ensaio N-III porque foram obtidas taxas negativas para todas as amostras utilizadas no ensaio.

## **5. Experimentos de desnitrificação**

Para estimar a atividade desnitrificante dos sedimentos da várzea em estudo, foram coletados sedimentos e água sub-superficial nos locais P5 a P9 da várzea e montados ensaios de laboratório em novembro de 2001 (D-I).

### **a) Características físicas e químicas da água sub-superficial**

Para o ensaio de desnitrificação foram utilizadas as mesmas amostras de água e sedimento utilizadas na montagem dos ensaios de nitrificação N-III, coletadas em novembro de 2001, na área da várzea. Na tabela 3 encontram-se os valores das variáveis físicas e químicas determinadas na água sub-superficial utilizada nos ensaios de desnitrificação que corresponde a subamostras da água subsueprficial utilizada no ensaio de nitrificação N-III.

Na tabela 4 estão apresentadas as concentrações de nutrientes na água sub-superficial utilizada no ensaio (as mesmas que para N-III). As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl foram relativamente altas se comparadas com as concentrações determinadas ao longo do período de estudo.

### **b) Características físicas e químicas do sedimento**

Na tabela 6 encontram-se os valores das variáveis físicas e químicas dos sedimentos usados nos ensaios de desnitrificação (idem a N-III).

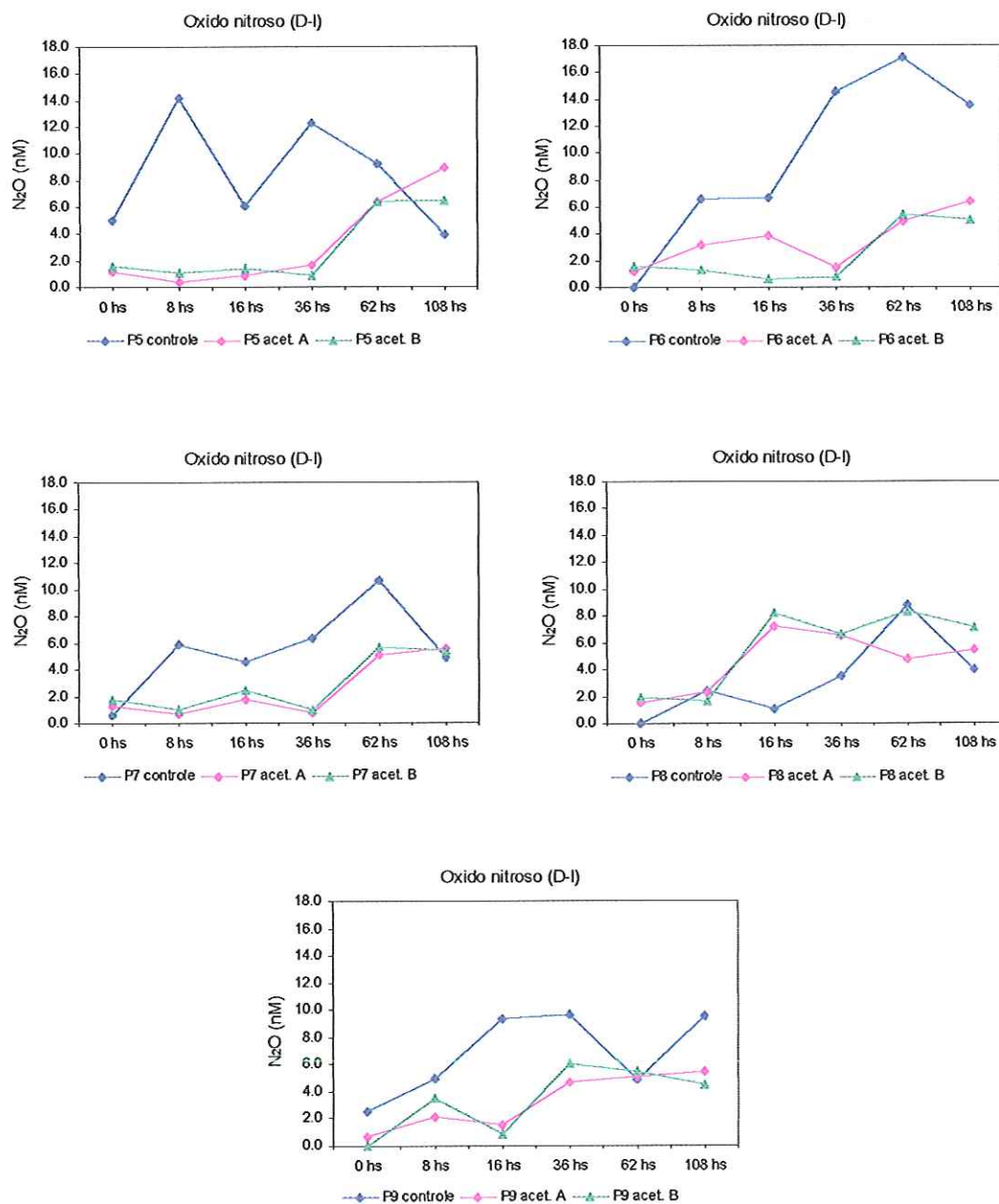
Os baixos valores de pH e o potencial de oxirredução (Eh) indicaram condições redutoras nos sedimentos. As percentagens de conteúdo de matéria orgânica e água dos sedimentos foram de aproximadamente 30 e 40 %, respectivamente, sendo os sedimentos do P8 os mais saturados.

As concentrações de nitrato foram superiores as de nitrito, porém a forma nitrogenada predominante foi o amônio.

### **c) Quantificação da atividade desnitrificante**

As atividades desnitrificantes dos sedimentos estudados foram calculadas através da diferença das concentrações iniciais e finais de óxido nitroso contidas nos frascos de incubação durante o período de ensaio. Na figura 20 se encontram

representadas, para cada amostra e seus tratamentos, as concentrações de  $N_2O$  ao longo do tempo de incubação.



**Figura 20.** Variação da concentração de óxido nitroso no frasco de incubação (nM) ao longo do período de incubação, para cada amostra de sedimento e tratamento no ensaio de desnitrificação (D-I).

Na tabela 10 encontra-se a produção de  $N_2O$  calculada para as amostras controle e as réplicas tratadas com acetileno, denominadas Controle, Acetileno A

e Acetileno B. Em todas as amostras houve atividade desnitrificante, com maior produção nos pontos P5, P7 e P8.

**Tabela 10.** Atividade desnitrificante dos sedimentos da várzea analisados em novembro de 2001 (D-I).

D-I	Produção N <sub>2</sub> O nmol.g <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>		
Amostra	Controle	Acetileno A	Acetileno B
P5	-0,0233	0,0166	0,0103
P6	0,0122	0,0058	0,0070
P7	-0,0032	0,0094	0,0083
P8	0,0026	0,0057	0,0104
P9	0,0077	0,0060	0,0012
Média	-0,0008	0,0087	0,0074
Desvio	0,0138	0,0047	0,0038

#### d) Análise estatística dos resultados

O resultado da análise de regressão múltipla passo a passo aplicado à variável dependente atividade desnitrificante para cada tratamento encontra-se na tabela 11.

**Tabela 11.** Análise de regressão múltipla passo a passo para as variáveis dependentes: atividade desnitrificante para amostras controle e tratadas com acetileno (D-I).

Variável dependente: Atividade nitrificante nas amostras Controle					
Passo	Variável independente	Coefficiente de regressão	r <sup>2</sup>	p	% explicação
1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,0031	0,9117	0,0051	91,2
2	Eh sed.	0,0001	0,9997	0,0135	8,8
Variável dependente: Atividade nitrificante nas amostras Acetileno A					
Passo	Variável independente	Coefficiente de regressão	r <sup>2</sup>	p	% explicação
1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,0014	0,8071	0,0073	80,7
2	pH	-0,0070	0,9944	0,2333	18,7
Variável dependente: Atividade nitrificante nas amostras Acetileno B					
Passo	Variável independente	Coefficiente de regressão	r <sup>2</sup>	p	% explicação
1	DOC	0,0009	0,6089	0,0199	60,9
2	pH sed.	-0,0098	0,9715	0,0530	36,3

Para as amostras controle as concentrações de nitrito da água estariam influenciando negativamente no processo de desnitrificação, porém para as amostras tratadas com acetileno foram favoráveis assim como foram as concentrações de carbono orgânico. O pH, tanto do sedimento como da água, teve influencia negativa sobre a produção de N<sub>2</sub>O.

## 6. Modelo de estimativa de fluxos

### 6.1. Estimativa dos fluxos de água superficial e sub-superficial

Aproveitando o mínimo de vazão que ocorreu no período de abril a julho de 2000 e com a baixa precipitação nesse período, foi feita uma estimativa do fluxo no ribeirão do Feijão. O cálculo foi realizado como se todo o decréscimo da água residente no lençol tenha escoado nesse período pelo ribeirão do Feijão, desprezando o fluxo para o aquífero. Para esses cálculos foram utilizados os dados da tabela 12.

**Tabela 12.** Dados utilizados no modelo hidráulico.

Período:	24 de abril a 17 de julho (85 dias)
Precipitação no período:	72,6 mm
Vazão mínima no período:	0,88 m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>
Vazão média no período:	1,29 m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>
Queda do lençol freático (média):	0,39 m
Porosidade do solo:	0,35
Área da bacia a montante de R12:	92,6 km <sup>2</sup>

O fluxo mínimo durante o período de abril a julho foi estimado a partir da extensão da área drenada a montante do local R12 e da variação média do nível do lençol freático nos piezômetros (Equação 1).

**Equação 1:** Volume do solo drenado

$$v = 92,6 \cdot 10^6 \text{ m}^2 \times 0,39 \text{ m} = 36,1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

Supondo uma porosidade do solo de 35 % (CONTIN NETO, 1987) calculou-se o volume de água que estava alojado nos poros e que foi drenado nesse período (Equação 2).

**Equação 2:** Volume da água do solo

$$V = 0,35 * 36,1 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 12,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

Dividindo esse valor pelo número de dias obteve-se a vazão Q que precisou escoar pelo ribeirão do Feijão no ponto R12 (Equação 3) e que foi comparada com

a vazão mínima observada no período. A diferença entre ambas ficou como indicativo das incertezas associadas às estimativas do fluxo do modelo (48,8 %).

**Equação 3:**  $Q$  – vazão no ribeirão do Feijão no R12

$$Q = 12,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3 / 7344000 \text{ s} = 1,72 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Como o período considerado para o cálculo não foi totalmente seco, como correção somou-se o volume precipitado ( $V_p$  equação 4) a água escoada ( $Q_p$  equação 5). Desta forma, a diferença entre vazão observada e estimada ( $Q_c$  equação 6) passou a ser de 50,9 %.

**Equação 4:**  $V_p$  – volume precipitado na área de drenagem

$$V_p = 92,6 \cdot 10^6 \text{ m}^2 \times 72,6 \cdot 10^{-3} \text{ m} = 6,72 \cdot 10^6 \text{ m}^3$$

**Equação 5:**  $Q_p$  – vazão do volume precipitado

$$Q_p = 6,72 \cdot 10^6 \text{ m}^3 / 7344000 \text{ s} = 0,91 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

**Equação 6:**  $Q_c$  – vazão no ribeirão do Feijão considerando a precipitação no período de análise

$$Q_c = 1,72 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} + 0,91 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} = 2,63 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Segundo esta estimativa, a diferença da vazão observada e estimada estaria fluindo para o aquífero. No caso da estimativa realizada neste estudo o fluxo para o aquífero seria de  $1,34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para a bacia de drenagem a montante do R12 que corresponde a  $14 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  a serem comparados com  $11 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  obtidos por CORRÊA (1996).

## 6.2. Proporção entre água de várzea e água de terreno seco

Na tentativa de estimar que proporção da água do ribeirão do Feijão provém do lençol freático sob o terreno seco da bacia e do lençol freático do terreno de várzea, foram realizadas as estimativas descritas a seguir.

Considerou-se que toda a água que entra no ribeirão provém do lençol e não há escoamento superficial de água de chuva nos terrenos que caracterizam a bacia (MIRANDA, 1997), que a maioria dos afluentes na bacia considerada correm através de terreno seco sem área alagada em suas margens somando uma extensão de 40 km, e que apenas o ribeirão do Feijão corre através de várzeas por uma extensão de 17 km, aproximadamente. Para estes cálculos foi utilizada a vazão média observada para todo o período ( $1,67 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Usando a equação 7 foram calculadas as percentagens de água proveniente do lençol de terreno seco e da várzea.

**Equação 7:** Fluxo de água proveniente do lençol sob terreno seco ( $Q_s$ ) e do lençol sob a várzea ( $Q_v$ )

$$Q_s = (1,67 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 40 \cdot 10^3 \text{ m}) / 57 \cdot 10^3 \text{ m} = 1,17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \quad (70 \%)$$

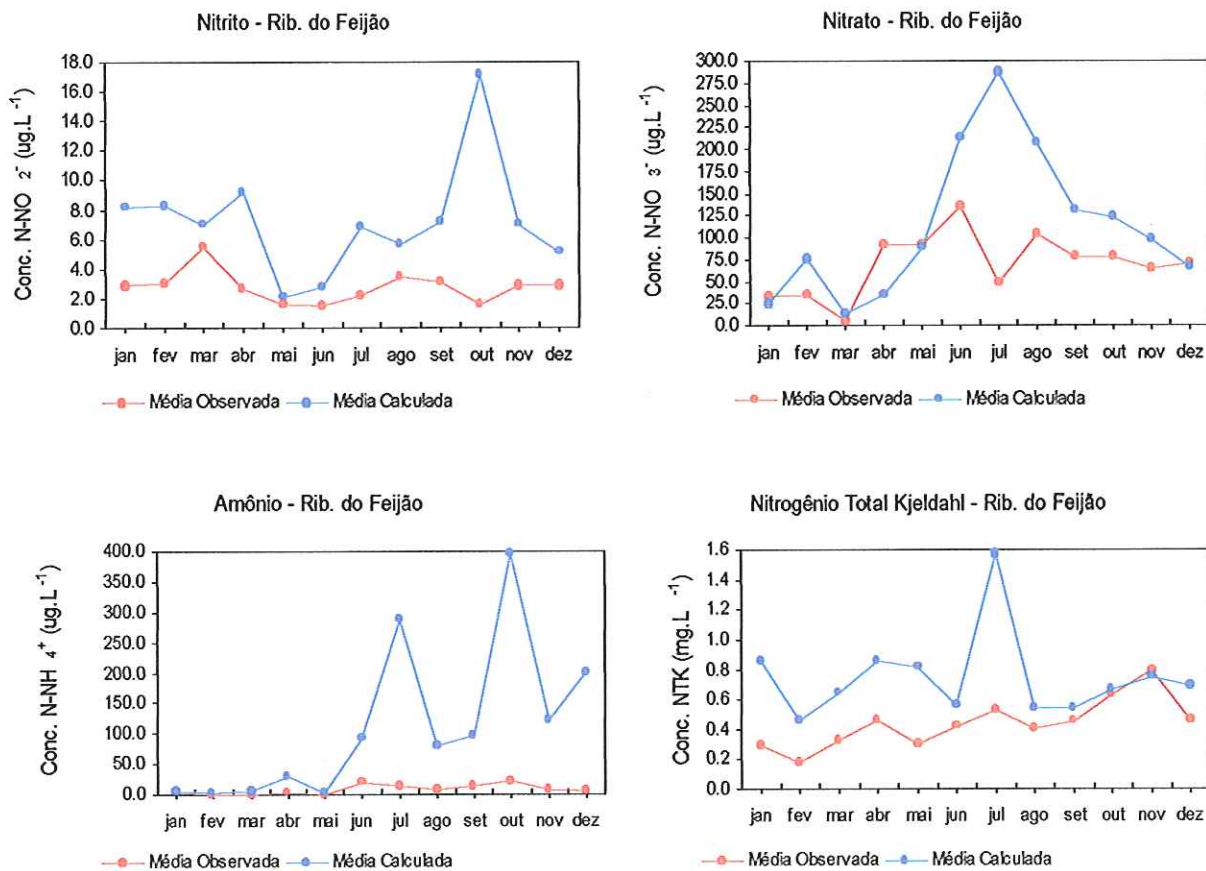
$$Q_v = (1,67 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \times 17 \cdot 10^3 \text{ m}) / 57 \cdot 10^3 \text{ m} = 0,50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \quad (30 \%)$$

Segundo os cálculos realizados, a água do ribeirão deve, predominantemente (70 %), representar a água freática dos terrenos secos. Quanto aos solutos, a água do lençol de terrenos secos deve ser semelhante a água dos piezômetros do terraço (P1 a P4) do local de estudo. Esta parcela principal de água é diluída ligeiramente com a água do lençol da várzea (30 %).

Tomando 70 % da concentração dos nutrientes dos piezômetros do terraço (P1 a P4) e 30 % da concentração dos piezômetros da várzea (P5 a P9), calcularam-se as concentrações a serem comparadas com os valores medidos.

Na figura 21 encontram-se os valores das concentrações dos nutrientes nitrogenados calculados usando as estimativas do modelo e as concentrações observadas no ribeirão do Feijão durante o período de estudo (Anexo Tabela V). Foram considerados os valores médios mensais para os pontos R10, 11 e 12.

A diferença entre as concentrações observadas no campo e as calculadas pelo modelo foram da ordem de 48 vezes para o amônio, 14,4 para o nitrito, 2,6 para o nitrato e 3,8 vezes para o nitrogênio total Kjeldahl.



**Figura 21.** Gráficos das concentrações de nitrito, nitrato, amônio e nitrogênio total Kjeldahl calculadas pelo modelo e observadas no campo para o ribeirão do Feijão (valor médio mensal para os pontos R10, 11 e 12).



## DISCUSSÃO

As zonas ripárias são elementos importantes da paisagem em virtude de sua localização espacial nas bacias hidrográficas. Por se estenderem entre os ecossistemas terrestre e aquático, estas zonas podem influenciar fortemente os fluxos de energia e matéria entre ambos ecossistemas, como demonstram os trabalhos de NAIMAN *et al.* (1988), GREGORY *et al.* (1991) e DÉCAMPS (1996). Estas zonas ripárias, como as planícies de inundação, estão intimamente ligadas ao funcionamento eficiente dos rios. A frequência e duração dos eventos de inundação ou a diminuição da vazão controlam amplamente a existência e manutenção das áreas de várzea que, por sua vez, contribuem a formar e manter a qualidade da água do ecossistema lótico.

As zonas ripárias, com entradas de águas subterrâneas amplas e constantes que mantêm áreas de saturação superficiais como uma várzea, são locais onde ocorrem fluxos superficiais de saturação muito importantes nos períodos de chuva. A característica química da água superficial durante estes períodos pode ser fortemente influenciada pela variação nas proporções de água de chuva e água subterrânea transportada pelos fluxos superficiais de saturação (HILL, 2000). Segundo MULHOLLAND (1993), HILL (1996) e FISHER *et al.* (1998), dependendo das características da bacia, as precipitações tomam diferentes caminhos desde as terras mais altas até o canal do rio e essas vias por onde a água passa influenciam os fluxos de materiais que chegam ao rio. Segundo MIRANDA (1997) na bacia do ribeirão do Feijão a água de chuva infiltra rapidamente no substrato ou escoia pelos canais dos rios já que não há escoamento superficial significativo. Desta forma toda água que chega ao canal do rio tem circulado pela zona de interface sub-superficial.

No presente estudo foi observado que os fluxos de água sub-superficial que circularam pela bacia mantiveram a vazão do ribeirão durante o período de estiagem. As variações das alturas das águas nos piezômetros instalados na

várzea demonstraram que os fluxos predominantes são em direção ao canal do ribeirão. Os efeitos da precipitação, em termos de vazão no rio, foram observados no mês de março após as abundantes chuvas de fevereiro. No entanto, após as chuvas de novembro, não foi observado aumento da vazão. Isto pode dever-se as altas temperaturas e radiação solar que teriam aumentado a evaporação e também à baixa umidade das camadas superficiais do solo da bacia de drenagem que tenderam a reter a água das primeiras chuvas. No período de estiagem a vazão não apresentou grandes variações, provavelmente devido à entrada de água subterrânea por via sub-superficial. As menores vazões foram registradas após um período sem chuvas no mês de maio e no final do período de estiagem em outubro, quando o déficit de água no solo foi mais evidente.

O aumento da vazão correlacionou-se com os baixos valores de pH da água de todos os compartimentos. Valores baixos de pH estão relacionados aos tipos de solos de drenagem, predominantemente ácidos. No caso do terraço e do leito do ribeirão o tipo de solo predominante é o latossolo. Na várzea os valores de pH foram ainda menores, sugerindo que a matéria orgânica em decomposição afetou o equilíbrio ácido-base, abaixando os valores de pH.

A concentração de íons, estimada como condutividade, resulta da interação do sistema com as áreas terrestres adjacentes. Alguns íons derivam diretamente da água de chuva e outros são provenientes da água subterrânea e do solo. No presente estudo, o efeito de diluição da água da chuva provocou a diminuição da condutividade na água superficial no mês de março e após as chuvas abundantes de novembro. O aumento da condutividade a partir do mês de julho se correlacionou com um incremento na altura da água nos piezômetros, o que estaria indicando aporte de água subterrânea mais rica em íons dissolvidos à zona de interface, além de uma maior interação entre água de interface e sedimento colocando em solução íons originados na decomposição da matéria orgânica.

As variações de temperatura na área da várzea dependem da temperatura ambiente do ar, da radiação solar, do tamanho da área saturada e do volume e temperatura dos fluxos de água subterrânea. Nas zonas intersticiais essas variações de temperatura são de extrema importância para o sistema de água subterrânea e fluvial porque o desenvolvimento de invertebrados e a atividade microbiana são dependentes da temperatura, o que pode causar variações em

outras variáveis físicas e químicas como pH, potencial de oxi-redução e concentração de nutrientes (BRUNKE & GONSER, 1997). Segundo os mesmos autores a temperatura das águas subterrâneas tende a ser relativamente constante, próxima à media anual da temperatura do ar, enquanto a temperatura da água superficial varia amplamente diária e sazonalmente.

Na área da várzea a temperatura da água sub-superficial foi similar à temperatura média do ar. Já nos piezômetros do terraço foram registradas temperaturas mais elevadas durante todo o período de estudo. Segundo VALETT *et al.* (1990), nas áreas parafluviais expostas ao sol, a temperatura da água intersticial pode ser bem maior que a do rio, o qual corresponde com o que foi observado neste estudo. Supõe-se que a água superficial registrou temperaturas inferiores por causa do sombreamento provocado pela mata ciliar.

As concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram amplas flutuações na zona de interface. As baixas concentrações observadas nos meses de fevereiro e abril se corresponderam com a menor vazão no ribeirão do Feijão, isto poderia indicar fluxos de troca entre a água superficial e a água sub-superficial da várzea. A partir do mês de julho, com o início das precipitações, se incrementou o consumo de oxigênio na zona de interface provavelmente, por um aumento dos processos de decomposição da matéria orgânica. A água superficial manteve-se bem oxigenada durante todo o período de estudo.

Segundo GRIMM & FISHER (1984) a existência de oxigênio dissolvido na zona de interface é uma evidencia de um fluxo de troca significativo entre o rio e a água subterrânea, já que nos interstícios não há fotossíntese e as taxas de difusão são muito baixas. Já as condições de anoxia se devem ao consumo por respiração aeróbica e mineralização da matéria orgânica em sedimentos metabolicamente ativos que se encontram mais tempo em contato com a água da interface.

Em geral, a concentração de oxigênio diminui com o aumento da profundidade e da distância lateral do canal, até atingir condições mais estáveis da água subterrânea como foi observado por VALETT *et al.* (1990) na zona hiporreica do Sycamore Creek, um riacho do deserto do Arizona (Estados Unidos) e por TRISKA *et al.* (1993a) no Little Lost Man Creek, um riacho de terceira ordem com mata ciliar na Califórnia.

Nas zonas de interface, neste caso a várzea, a água superficial e a água sub-superficial são componentes do sistema fluvial que se encontram interconectados e que têm um papel importante na transferência de nutrientes dentro e entre os diferentes subsistemas. Estas áreas de interface atuam como zonas tampão para os nutrientes entre os ambientes terrestres e aquáticos por causa de suas propriedades de retenção e transformação (BRUNKE & GONSER, 1997).

As concentrações dos compostos fosforados na água superficial e na sub-superficial de interface variaram bastante ao longo do período de estudo, sendo que com o começo das chuvas houve um aumento significativo principalmente na água de interface da várzea, e a fração predominante foi a inorgânica. Os aumentos das concentrações de fosfato inorgânico, fósforo total dissolvido e fósforo total se corresponderam com a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido. As condições de anoxia resultam em um baixo potencial redox que causa a liberação do fósforo dos sólidos dissolvidos voltando a estar em solução nas águas da interface.

A dinâmica do fósforo na zona de interface sub-superficial está regida pelas interações entre as propriedades dos sedimentos, a hidrologia, a atividade microbiana e a respiração que mantém um mosaico de condições óxicas e anóxicas (DAHM *et al.* 1991). Ao longo desse gradiente aeróbico e anaeróbico dos sedimentos da interface ocorre um acoplamento entre o metabolismo bacteriano, a mineralização da matéria orgânica, as reações de óxido-redução do manganês, do ferro e do sulfato e a absorção e liberação do fósforo (HENDRICKS & WHITE, 2000).

Estudos realizados na zona hiporreica de um rio temperado de terceira ordem por HENDRICKS & WHITE (1995), assim como os realizados por VALETT *et al.* (1990) no Sycamore Creek, um rio intermitente e GRIMM & FISHER (1984) mostram que as concentrações são sempre maiores na água da interface que na água superficial. Se a zona de interface ou a zona hiporreica são uma fonte de fósforo reativo solúvel para o rio, pode ocorrer uma rápida absorção pelos microorganismos bentônicos da interface água-sedimento, sendo eles os responsáveis pela diminuição da concentração de fósforo observada na água superficial. As concentrações dos compostos fosforados na água superficial do ribeirão do Feijão variaram ao longo do tempo mas não houve diferenças significativas entre os períodos chuvoso e seco nem entre os pontos de coleta.

De forma geral, as águas subterrâneas costumam ser mais ricas em silicato do que as superficiais. No presente estudo as concentrações de silicato reativo solúvel variaram amplamente nos diferentes pontos, de uma coleta para a outra, ao longo do período de estudos.

Segundo o trabalho realizado por McMAHON & BÖHLKE (1996), comparando as concentrações de silicato da água superficial e da água subterrânea, estas indicaram que ambas se misturaram amplamente na região da planície de inundação do South Platte River no Colorado (Estados Unidos). Essas concentrações intermediárias estariam indicando a mistura de ambas águas e, essa mistura aumenta o tempo de contato entre os sedimentos e os solutos, o que se reflete na dinâmica de nutrientes dos sistemas de interface (TRISKA *et al.* 1989,1993a).

No ribeirão do Feijão as concentrações aumentaram e diminuíram de um mês para o outro porém, estas variações não se correlacionam com variáveis como a vazão e a altura da água nos piezômetros. Isto indicaria que as variações na concentração não se deveram à mistura das águas superficial e subterrânea e sim a outras causas não determinadas.

A respeito dos compostos nitrogenados, foi observada uma maior concentração dos mesmos, na várzea área de interface água-sedimento, mais ativa em termos de fluxos de água e materiais.

No compartimento do interflúvio, mais distante do curso do ribeirão, a fração predominante foi o nitrato sobre as outras formas nitrogenadas. Este nitrato poderia estar sendo aportado pela água subterrânea já que as concentrações aumentaram no período seco e as alturas da água nos piezômetros não sofreram variações significativas.

No compartimento da várzea o amônio foi a forma predominante, sendo que no período de seca as concentrações de nitrato diminuíram ao tempo que as de amônio aumentaram. Segundo HILL (2000) o declínio das concentrações de nitrato nas águas sub-superficiais das zonas ripárias anóxicas tem sido atribuído à desnitrificação, enquanto que a baixa nitrificação e a contínua amonificação aumentam a concentração de amônio. Porém, a extensão na qual esses processos da zona de interface regulam a química do nitrogênio no ambiente lótico não é muito clara em algumas bacias. McCLAIN *et al.* (1994) observaram, em uma pequena bacia amazônica, que as concentrações de amônio na água

superficial do rio eram consideravelmente mais baixas (valores médios de 14  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) que as da água sub-superficial da zona ripária (média de 286  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

Durante o período de seca a água de interface se manteve em contato com grande quantidade de matéria orgânica do solo e, junto às condições de anaerobiose, os processos de decomposição foram favorecidos aumentando a disponibilidade de amônio. Em condições anóxicas o nitrato é transformado em amônia por dissimilação, o qual estaria contribuindo ainda mais para as altas concentrações encontradas.

Na água de superfície, no ribeirão, foi o nitrato a forma predominante, sendo que as concentrações também aumentaram no período de seca, confirmando o fato de que a água subterrânea estaria alimentando o rio e que existe uma inter-relação entre a zona ripária e o canal do rio.

Em termos de qualidade da água do ribeirão do Feijão, neste trecho, a água é de boa qualidade se comparada com os registros descritos por RIOS (1993) e SILVA (1998) no mesmo local de coleta (R12) em 1990 e 1996, respectivamente.

Segundo o trabalho desenvolvido por PELÁEZ RODRÍGUEZ (2001) o ribeirão do Feijão apresentou águas eutróficas perto das nascentes e, após a região de várzea em estudo, a água passou a ser de mesotrófica a hipereutrófica. Isto se deve ao fato de que após a área de várzea em estudo o ribeirão recebe um afluente, o ribeirão Laranja Azeda, com alta carga de nutrientes e o impacto das atividades agropastoris praticadas na região.

Com o intuito de constatar a existência e a eficiência de processos de ciclagem do nitrogênio nos sedimentos da área da várzea, foram realizados os ensaios de laboratório para os processos de nitrificação e desnitrificação.

Por serem realizados em laboratório, deve-se levar em consideração que foram desenvolvidos sob condições controladas e fatíveis de contaminação e alteração pelo manuseio das amostras de sedimento e das alíquotas retiradas dos frascos de incubação para análise. Além da própria percentagem de erro inerente às análises de nutrientes no laboratório. Foram realizados três ensaios de nitrificação, sendo que no primeiro ensaio realizado em agosto de 2000, as amostras controle tiveram que ser descartadas por problemas na determinação de nutrientes.

As réplicas foram submetidas a diferentes inibidores do processo de nitrificação para ajudar na determinação da via metabólica predominante: autotrófica ou heterotrófica. Dos inibidores empregados no ensaio a fervura não se mostrou eficiente na inativação das bactérias nitrificantes, talvez porque o tempo e a temperatura do aquecimento foram insuficientes para a qualidade e quantidade de sedimentos. Já o acetileno pode ter escapado dos frascos de incubação durante o ensaio pelo próprio manuseio. As amostras tratadas com cloreto de potássio apresentaram inibição da oxidação do nitrito. Mediante o uso dos inibidores foi possível evidenciar que a via metabólica mais favorecida, para estes sedimentos, foi a autotrófica.

Segundo STRAUSS *et al.* (2002) poucos estudos têm explorado que fatores regulam a nitrificação em sistemas lóticos. Em geral, as bactérias nitrificantes e as taxas de nitrificação podem ser reguladas por vários fatores incluindo a disponibilidade de amônio, pH, temperatura, concentração de oxigênio, competição por amônio e disponibilidade de carbono orgânico.

No primeiro ensaio as condições físicas e químicas da água de interface e dos sedimentos foram mais favoráveis para que ocorresse nitrificação (pelas concentrações de carbono orgânico total, amônio, nitrito, nitrato e oxigênio dissolvido), a qual foi quantificada nas amostras de sedimento dos pontos P5, P6, P7 e P9, com um valor médio de  $0,145 \mu\text{mol N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ . Considerando os resultados obtidos no primeiro ensaio, a rota metabólica predominante no processo de nitrificação foi a autotrófica, na qual as bactérias utilizaram o amônio inorgânico como substrato.

No ensaio realizado em novembro de 2000 (N-II), usando a mesma metodologia, não foi obtida produção de nitrato e sim consumo do mesmo nos sedimentos analisados. As concentrações de carbono orgânico total, oxigênio dissolvido e condutividade da água de interface foram inferiores às encontradas no ensaio N-I.

Neste ensaio foi detectada produção de nitrato somente nas amostras P5, P8 e P9 tratadas com clorato de potássio e após 24 horas de incubação, com uma taxa média de  $0,068 \mu\text{mol N-NO}_3^- \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ . Neste caso a concentração de clorato de potássio utilizada não foi suficiente para bloquear a oxidação do nitrito até o final do experimento.

Sobre as variáveis que possam ter influenciado a oxidação de amônio em nitrito e nitrato, segundo a análise de regressão múltipla passo a passo, estão as

concentrações de carbono orgânico total influenciando negativamente as taxas de nitrificação para as amostras tratadas com clorato que foram as únicas em apresentaram produção de nitrato embora tenha sido utilizado o inibidor.

O consumo do nitrato nos frascos de incubação pode ser atribuído a um processo de dissimilação, favorecidas por baixas concentrações de oxigênio dissolvido, já que as condições não eram propícias para que acontecesse desnitrificação. Como não foram quantificadas as concentrações de amônio ao longo do tempo de incubação não foi possível afirmar esta hipótese.

No ensaio realizado em novembro de 2001 (N-III) foi utilizada a nitrapirina como inibidor da oxidação do amônio no processo de nitrificação e foram determinadas as concentrações de amônio nas alíquotas retiradas dos frascos de incubação ao longo do ensaio.

Neste ensaio as taxas de nitrificação foram negativas para todos locais de amostragem. As concentrações de nitrito e nitrato diminuíram ao longo do tempo de incubação e as concentrações de amônio aumentaram após 24 horas de incubação. A água sub-superficial utilizada no ensaio apresentou menores concentrações de carbono orgânico total, nitrato e maiores de nitrogênio orgânico total que as utilizadas nos ensaios anteriores. Já no sedimento as concentrações de nitrito e nitrato foram muito baixas. Segundo STRAUSS *et al.* (2002), estas não seriam as melhores condições físicas e químicas para que o processo de nitrificação aconteça. A redução das concentrações de nitrato ao longo do tempo de incubação podem ter sido causadas por dois processos que estariam atuando, talvez ao mesmo tempo, em microzonas do sedimento: a desnitrificação e a redução dissimilatoria do nitrato.

Juntamente ao último ensaio de nitrificação, em novembro de 2001, foi realizado um ensaio de desnitrificação utilizando acetileno como inibidor da última etapa do processo (produção de  $N_2$ ). A quantificação foi realizada analisando a formação de óxido nitroso ao longo do período de incubação. Os resultados da desnitrificação foram observados principalmente após 36 horas de incubação.

As taxas de desnitrificação calculadas foram baixas, com um valor médio de  $0,0081 \text{ nmol } N_2O \cdot g^{-1} \cdot dia^{-1}$ , porém podem ser consideradas como um indício de que o processo aconteceria naturalmente nos sedimentos da várzea enquanto as condições sejam adequadas, principalmente uma maior oferta de nitrato.



Segundo SEITZINGER (1988), além da presença das bactérias com a capacidade metabólica específica, os principais fatores que controlam o processo de desnitrificação na natureza são as concentrações de nitrato e nitrito, o teor de matéria orgânica, condições anaeróbias ou disponibilidade restrita de oxigênio (potenciais de oxi-redução menores a 300 mV), valores de pH levemente alcalinos e a temperatura.

Pelos resultados da análise de regressão múltipla passo a passo, as concentrações de nitrito da água da interface estariam influenciando negativamente às taxas de desnitrificação das amostras controle, as quais foram as mais baixas. Já nas amostras tratadas com acetileno, o nitrito e o carbono orgânico total teriam favorecido as taxas de desnitrificação.

Nos primeiros ensaios de nitrificação (N-I e N-II) não foi quantificada a concentração de amônio nas alíquotas retiradas para análise dos frascos de incubação e, por essa razão, não foi possível determinar se o consumo de nitrato observado nesses ensaios se deveu a processos de dissimilação do nitrato ou desnitrificação. Já para o terceiro ensaio (N-III) pode-se supor que sob condições aeróbias prevaleceram processos de amonificação e sob condições anaeróbias desnitrificação. Isto não pode ser confirmado pela falta de controle da concentração de oxigênio nos frascos de incubação.

Comparando as taxas obtidas para os sedimentos da várzea, tanto de nitrificação como de desnitrificação, com as taxas obtidas em áreas alagadas e planícies de inundação da região, pode se ver que as mesmas são extremamente baixas.

No trabalho desenvolvido por FERESIN & SANTOS (2000) na Lagoa do Infernã, uma lagoa da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu localizada na Estação Ecológica do Jataí, Estado de São Paulo (Brasil), as taxas de nitrificação obtidas foram da ordem de  $3,36 \cdot 10^6$  a  $116 \cdot 10^6$  mg N.L<sup>-1</sup>.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para os sedimentos coletados no período chuvoso e dobraram nos do período seco por causa da maior oxigenação dos sedimentos. Enquanto que as taxas de desnitrificação determinadas por GIANOTTI & SANTOS (2000) na mesma Lagoa do Infernã foram de 12,9 a 63,8 nmol N<sub>2</sub>O.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para os sedimentos da zona litorânea e de 10,3 a 47,0 nmol N<sub>2</sub>O.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para sedimentos da região limnética. Segundo estes autores o significado da nitrificação e da desnitrificação é mínimo em termos quantitativos, se comparado a mineralização e assimilação do amônio,

e tem uma importância ecológica secundária na dinâmica do nitrogênio para essa lagoa marginal estudada.

Já na área alagada da represa do Lobo-Broa (Itirapina-SP), segundo o trabalho de WHITAKER & MATVIENKO (1998), as taxas potenciais de desnitrificação dos sedimentos variaram de 97,0 a 140,0  $\text{nmol.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  no verão e primavera e de 5,0 a 26,0  $\text{nmol.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  no inverno.

Comparando os resultados obtidos na área de várzea em estudo com os obtidos em regiões próximas, com características hidrológicas e climáticas similares, pode-se concluir que as taxas obtidas foram extremamente baixas para os locais e os sedimentos da várzea analisada. Extrapolando a taxa de desnitrificação obtida para toda a área da várzea se obteve um valor de 4,43  $\text{mmol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ . Porém, pelas próprias características do fluxo de água sub-superficial e dos sedimentos, os processos de nitrificação e desnitrificação podem estar acontecendo em vários locais, tanto na água intersticial como em microzonas nas quais ambos processos podem estar ocorrendo simultaneamente.

O modelo proposto para a estimativa de fluxo, na sua primeira parte, tentou estimar os fluxos de água superficial e subterrânea admitindo que toda a água residente no lençol tenha escoado pelo rio e que a diferença entre o fluxo calculado e o observado correspondeu à água que estava fluindo para o aquífero.

O modelo é simples e não considera as variáveis precipitação e evapotranspiração já que, para a região de São Carlos, o balanço anual entre precipitação e evapotranspiração pode ser nulo ou negativo pelas próprias características climáticas da região (<sup>1</sup> PRIMAVESI, 2003). Levando em conta esta característica do local, o uso destas variáveis no modelo não seria necessário. Pelas estimativas realizadas utilizando este modelo proposto, o aquífero estaria recebendo um volume de água semelhante ao que flui pelo canal do rio. A diferença entre a vazão calculada e estimada foi considerada como sendo a percentagem de erro (50,9 %) devida às incertezas associadas às estimativas dos fluxos pelo modelo.

Segundo CONTIN NETO (1987) a região é reconhecida como área de recarga dos aquíferos Guarani, Serra Geral e Bauru, e o ribeirão do Feijão é alimentado por um manancial subterrâneo. Segundo CORRÊA (1996), os valores de recarga natural por infiltração destes aquíferos representariam 19 a 24 % do total da precipitação na região, o que corresponderia a 11  $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ .

<sup>1</sup> PRIMAVESI, O. (2003). EMBRAPA – Pecuária Sudeste. Comunicação pessoal.

Considerando a percentagem de erro na estimativa feita pelo modelo, o resultado de  $14 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$  obtido para a bacia a montante do ponto R12, aproxima-se aos valores da literatura.

A segunda parte do modelo proposto tentou estimar que proporção da água que alimenta o ribeirão provém do lençol freático sob os terrenos secos da bacia e que proporção provém do lençol das áreas de várzea. Segundo o modelo, 70 % da água que circula no ribeirão do Feijão, provém do lençol que circula sob terras secas e o restante 30 % das áreas de várzea. Outro suposto do modelo foi que a água dos piezômetros do interflúvio (P1 a P4) foi semelhante, quanto aos solutos, à água do lençol sob os terrenos secos da bacia.

Considerando as proporções de água do lençol e as concentrações observadas nos piezômetros P1 a P4 e da várzea, foram calculadas as concentrações de nutrientes nitrogenados que, pela estimativa do modelo, deveriam ser encontradas nas águas superficiais do ribeirão. As diferenças entre as concentrações observadas e calculadas seriam atribuídas aos processos de ciclagem do nitrogênio tanto na várzea como no próprio rio.

Para as concentrações estimadas de nitrato e nitrogênio total Kjeldahl foi observado um comportamento semelhante às concentrações determinadas na água superficial. Já as concentrações observadas de nitrito foram significativamente menores que as estimadas. Estes baixos valores justificam-se pela instabilidade do nitrito nas águas óxicas do rio o qual é rapidamente transformado em nitrato e, nas águas pobres em oxigênio dissolvido da zona de interface, o nitrito é decomposto para formar óxido nitroso pelo processo de desnitrificação. As concentrações de amônio não seguiram a composição esperada sendo que, a partir do mês de maio, os valores estimados foram muito superiores aos observados. Se o amônio fluísse diretamente para o canal do rio as concentrações estimadas e observadas deveriam ser aproximadas. Porém, este fato não foi observado na área de várzea. Segundo TRISKA *et al.* (1994), os sedimentos têm a capacidade de servir como depósito transitório para o amônio mediante processos de adsorção. Estes processos dependem da capacidade de troca catiônica dos sedimentos, da extensão da área de contato da água intersticial com os sedimentos e da concentração de amônio na água intersticial. Segundo os mesmos autores, a retenção de amônio pela adsorção transitória regula a disponibilidade do amônio para a absorção biótica e para a nitrificação e, assim, alteram a velocidade de transporte do nitrogênio inorgânico dissolvido

para o canal do rio. Na área da várzea não foi evidenciada a existência de retenção do amônio já que as concentrações de nitrogênio orgânico dos sedimentos foram baixas. Porém, na forma dissolvida, as concentrações foram significativamente maiores, e esse amônio transportado para o rio pode ter sido assimilado ou retido na zona hiporreica do próprio leito do rio.

A extensão da interação hidrológica tem um efeito significativo sobre a capacidade de um sistema para reter o nitrogênio, pelo aumento da superfície de contato dos sedimentos com a água do rio e, aumentando a quantidade de nitrogênio em contato com os sedimentos que estão biótica e quimicamente ativos (DUFF & TRISKA, 2000). Em rios não poluídos a composição das comunidades e a produtividade do sistema dependem dos mecanismos de retenção de nitrogênio por causa das baixas concentrações de nitrogênio dissolvido na água do rio, dos curtos tempos de residência da água superficial e de um contato limitado entre os solutos e a superfície dos sedimentos. Já em rios e córregos com grandes entradas de nitrogênio naturais ou antropogênicas, o fluxo hidrológico tem um impacto significativo nas cargas de nitrogênio pelas reações microbianas na interface de água superficial – água subterrânea e pela troca de metabolismos aeróbios a anaeróbios, atenuando assim as grandes entradas de nitrogênio (DUFF & TRISKA, 2000).

Neste trabalho, desenvolvido em um trecho de rio de terceira ordem com áreas ripárias inundáveis e forte interação entre água subterrânea e água superficial, foi possível observar que essas áreas ripárias funcionam como filtros para as águas sub-superficiais e subterrâneas provenientes da bacia de drenagem e que alimentam o rio. A água que chega da bacia de drenagem e que circula sub-superficialmente em direção ao canal do rio carrega solutos que ao entrar em contato com os sedimentos da várzea são retidos ou processados. Para o nitrogênio em particular, foi observado que existe uma considerável redução das concentrações dos compostos nitrogenados desde as zonas ripárias mais distantes do curso do rio até o canal, passando pela área de várzea. A redução foi da ordem de 48 vezes para o amônio, 14,4 para o nitrito, 2,6 para o nitrato e 3,8 vezes para o nitrogênio total Kjeldahl, sendo que a distância entre o rio e o ponto da várzea mais distante do curso do rio (P5) foi de 170 m.

A área de várzea diminui a velocidade do fluxo de água sub-superficial o que favorece o contato com os sedimentos onde ocorrem os processos da

ciclagem do nitrogênio como a nitrificação, desnitrificação e amonificação. Pelos resultados obtidos em laboratório nos ensaios de nitrificação e desnitrificação pode-se observar que os sedimentos têm potencial para realizar estes processos, porém eles estão controlados pelas características do meio e o mesmo não é homogêneo.

A participação da várzea como sistema de filtro e depuração das águas sub-superficiais que alimentam o rio foi evidenciada pelas características físicas e químicas da água do rio e o uso da terra na bacia. A montante da área de estudo, existem várias áreas de várzea na zona ripária do ribeirão do Feijão e as terras são utilizadas principalmente em atividades agropastoris. Após a área estudada, as características geomorfológicas mudam e o rio perde suas áreas de várzea. As atividades rurais permanecem as mesmas e o rio recebe um afluente com maior carga de nutrientes. A partir deste ponto a qualidade da água do ribeirão do Feijão se vê afetada e a carga de nutrientes aumenta consideravelmente (PELÁEZ-RODRÍGUEZ, 2001). A falta de áreas de várzea faz com que os solutos cheguem mais rápido ao rio dificultando sua retenção e ciclagem.

A maioria dos trabalhos sobre as interações das águas subterrâneas com as superficiais e as zonas de interface, zonas hiporreica e parafluvial têm sido desenvolvidos em rios e córregos de áreas temperadas. Para ambientes tropicais e subtropicais se desconhece o grau de interação e sua influência sobre as águas superficiais.

Devido a crescente atenção sobre a manutenção da qualidade dos recursos hídricos se faz necessário reconhecer que os sistemas lóticos não se restringem ao canal do rio. Os sistemas lóticos são sistemas abertos com interações laterais, longitudinais e verticais com o meio circundante que afetam diretamente suas características físicas, químicas e biológicas, e devem ser levadas em consideração quando se pretende recuperar ou manter a qualidade da água superficial.

## CONCLUSÕES

Os fluxos de água subterrânea ou subsuperficial que circularam pela bacia mantiveram, sem grandes variações, a vazão do ribeirão do Feijão durante o período de estiagem.

Foi observada uma maior concentração de compostos nitrogenados no compartimento da várzea, na área de interface água-sedimento, mais ativa em termos de fluxos de água e materiais.

Em termos de qualidade da água, o ribeirão do Feijão apresentou concentrações baixas de nutrientes e boa oxigenação, evidenciando que nesse trecho em particular a água superficial se encontra em boas condições tróficas.

No primeiro ensaio de nitrificação as concentrações de carbono orgânico total, amônio, nitrito, nitrato e oxigênio dissolvido da água de interface e dos sedimentos foram mais favoráveis para que ocorresse o processo, e a taxa de nitrificação média para os pontos P5, P6, P7 e P9 foi de  $0,145 \mu\text{mol N-NO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ . A rota metabólica predominante no processo de nitrificação foi a autotrófica, na qual as bactérias utilizaram amônio inorgânico como substrato.

As taxas de desnitrificação determinadas foram muito baixas com um valor médio de  $0,0081 \text{ nmol N}_2\text{O} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ . Devido às baixas concentrações de nitrogênio no sedimento, a desnitrificação depende dos nitratos dissolvidos na água de interface que também se encontram em baixas concentrações e isso se vê refletido nas taxas de desnitrificação.

Pelos resultados obtidos em laboratório nos ensaios de nitrificação e desnitrificação, pode-se observar que os sedimentos têm potencial para realizar estes processos, porém eles são controlados pelas características do meio e o mesmo não é homogêneo.

Segundo o modelo elaborado para estimar o fluxo de água subterrânea, o aquífero estaria recebendo uma vazão de  $1,34 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  em uma área de  $92,6 \text{ km}^2$ . A diferença entre a vazão calculada e a estimada foi considerada como a percentagem de erro (50,9 %) devido às incertezas associadas às estimativas dos fluxos pelo modelo. Ainda com base no modelo, 70 % da água que circula no ribeirão do Feijão provém do lençol que flui sob terras secas e o restante 30 % das áreas de várzea.

As concentrações estimadas pelo modelo, de nitrato e nitrogênio total Kjeldahl foram semelhantes às concentrações determinadas na água superficial e as de nitrito foram significativamente menores que as estimadas.

As concentrações de amônio não seguiram a composição estimada pelo modelo com valores estimados muito superiores aos observados. Isto aponta para a existência de processos dentro do rio que diminuem a concentração de amônio.

Existe uma considerável redução das concentrações dos compostos nitrogenados desde as zonas ripárias mais distantes do curso do rio até o canal, passando pela área de várzea. A redução foi da ordem de 48 vezes para o amônio, 14,4 para o nitrito, 2,6 para o nitrato e 3,8 vezes para o nitrogênio total Kjeldahl, sendo que a distancia entre o rio e o ponto da várzea mais distante do curso do rio (P5) foi de 170 m.

A participação da várzea como sistema de filtro e depuração das águas subsuperficiais que alimentam o rio foi evidenciada pelas características físicas e químicas da água do rio e o uso da terra na bacia.

## BIBLIOGRAFIA

- APHA (1995). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington, American Public Health Association.
- BENCALA, K.E. (1993). A perspective on stream-catchment connections. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 12: 44-47.
- BRUNKE, M. & GONSER, T. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. **Freshwat. Biol.** 37: 1-33.
- CONTIN NETO, D. (1987). **Balanço hídrico em bacia hidrográfica situada em região de recarga do aquífero Botucatu**. Tese de Doutorado. EESC - USP. São Carlos - SP. 130 p.
- CORRÊA, U.M.P. (1996). **Estudo das águas subterrâneas das bacias hidrográficas dos rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira, no Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. EESC - USP. São Carlos - SP. Vol. 1. 107 p.
- DAHM, C.N., CARR, D.L. & COLEMAN, R.L. (1991) Anaerobic carbon cycling in streams ecosystems. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 24: 1600-1604.
- DAHM, C.N., GRIMM, N.B., MARMONIER, P. VALETT, H.M., VERVIER, P. (1998). Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. **Freshwat. Biol.** 40: 427-451.
- DÉCAMPS, H. (1996). The renewal of floodplain forests along rivers: A landscape perspective. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 26: 35-59.



- DOWNES, M.T. (1988). Aquatic nitrogen transformations at low oxygen concentrations. **Appl. Environ. Microbiol.** 54(1): 172-175.
- DUFF, J.H. & TRISKA, F.J. (1990). Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forested stream. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 47: 1140-1147.
- DUFF, J.H. & TRISKA, F.J. (2000). Nitrogen biogeochemistry and surface-subsurface exchange in streams. In: JONES, J.B. & MULHOLLAND, P.J. (Eds.) **Streams and Ground Waters**. Aquatic Ecology Series. Academic Press. Cap. 8. p: 197-220.
- ESTEVES, F.A. (1988). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Interciência. 574 p.
- FERESIN, E.G. & SANTOS, J.E. (2000). Nitrification in a oxbow lake in tropical floodplain river system. In: SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (Ed.) **Estação Ecológica de Jataí - Volume 2**. São Carlos. RiMa Editores. p. 655-666.
- FISHER, S.G., GRIMM, N.B., MARTÍ, E., HOLMES, R.M. & JONES, J.B. (1998). Material spiraling in stream corridors: A telescoping ecosystem model. **Ecosystems** 1: 19-34.
- GARCEZ, L.N. (1967). **Hidrologia**. Edgard Blucher, São Paulo. 449 p.
- GIANOTTI, E.P. & SANTOS, J.E. (2000). Estimativas das taxas de desnitrificação e da densidade de bactérias desnitrificantes na Lagoa do Infernã (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (Ed.) **Estação Ecológica de Jataí - Volume 2**. São Carlos. RiMa Editores. p. 667-673.
- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. (1978). **Methods for physical and chemical analysis of fresh water**. 2<sup>nd</sup> Ed. IBP - Handbook nº 8. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 213 p.

- GREGORY, S.V., SWANSON, F.J., McKEE, W.A. & CUMMINS, K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience** 41: 540-551.
- GRIMM, N.B. & FISHER, S.G. (1984). Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. **Hydrobiol.** 111: 219-228.
- HALL, G.H. (1986). Nitrification in lakes. In: PROSSER, J.I. (Ed.) **Nitrification**. Spec. Publ. Soc. Gen. Microbiol. Vol. 20. Washington. IRL Press. p. 127-156.
- HARDY, R.W.F., HOLSTEN, R.D., JACKSON, E.K. & BURNS, R.C. (1968). The acetylene-ethylene assay for N<sub>2</sub> fixation: Laboratory field evaluation. **Plant Physiol.** 43: 1185-1207.
- HENDRICKS, S.P. & WHITE, D.S. (1995). Seasonal biogeochemical patterns in surface water, subsurface hyporheic, and riparian groundwater in a temperate stream ecosystem. **Arch. Hydrobiol.** 134: 459-490.
- HENDRICKS, S.P. & WHITE, D.S. (2000). Stream and groundwater influences on phosphorus biogeochemistry. In: JONES, J.B. & MULHOLLAND, P.J. (Eds.) **Streams and Ground Waters**. Aquatic Ecology Series. Academic Press. Cap. 9. p: 221-235.
- HILL, A.R. (1990). Groundwater flow path in relation to nitrogen chemistry in the near stream zone. **Hydrobiol.** 206: 39-52.
- HILL, A.R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. **J. Environ. Quality** 25: 743-755.
- HILL, A.R. (2000). Stream chemistry and riparian zones. In: JONES, J.B. & MULHOLLAND, P.J. (Eds.) **Streams and Ground Waters**. Aquatic Ecology Series. Academic Press. Cap. 3. pp: 83-110.
- HOWARTH, R.W., MARINO, J., LANE, J. & COLE, J.J. (1988). Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. 1. Rates and importance. **Limnol. Oceanogr.** 33: 669-687.

- HYNES, H.B.N. (1975). The stream and its valley. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 19: 1-15.
- HYNES, H.B.N. (1983). Groundwater and stream ecology. **Hydrobiol.** 100: 93-99.
- KEENEY, D.R. (1973). The nitrogen cycle in sediment-water systems. **J. Environ. Quality** 1(2): 15-29.
- KNOWLES, R. (1978). Common intermediates of nitrification and denitrification and the metabolism of nitrous oxide. **Microbiol.** 30: 367-371.
- KNOWLES, R. (1981). Denitrification. In: CLARK, F.E. & ROSWALL, T. (Eds.) **Terrestrial Nitrogen Cycles - Processes, ecosystem strategies and management impacts.** Ecol. Bull. nº 33. Stockholm, Swedish Nature Science Research Council. p. 315-329.
- KOROLEFF, F. (1976). Determination of nutrients. In: GRASSNOF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis.** Verlag. Chemie. Weinheim. p. 117-181.
- MACKERETH, F.J.H., HERON, J. & TALLING, J. F. (1978). **Water Analysis: some revised methods for limnologists.** Freshwater Biological Association. Scientific Publication 36. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall. 117 p.
- McCLAIN, M.E., RICHEY, J.E. & PIMENTEL, T.P. (1994). Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial-lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. **Biogeochemistry** 27: 113-127.
- McMAHON, P.B. & BÖHLKE, J.K. (1996). Denitrification and mixing in a stream - aquifer system: effects on nitrate loading to surface water. **Journal of Hydrology** 186: 105-128.
- MIRANDA, S.A.F. (1997). **Entradas não fluviais de nitrogênio e fósforo na Represa do Ribeirão do Lobo.** Tese de Doutorado. EESC - USP. São Carlos - SP. 72 p.

- MULHOLLAND, P.J. (1993). Hydrometric and stream chemistry evidence of three storm flowpaths in Walker Branch watershed. **Journal of Hydrology** 151: 291-316.
- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H., PASTOR, J. & JOHNSTON, C.A. (1988). The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **J. N. Am. Benth. Soc.** 7: 289-306.
- PELÁEZ RODRÍGUEZ, M. (2001). **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçú/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** Tese de Doutorado. EESC – USP. São Carlos – SP. 145 p.
- PINAY, G., CLÉMENT, J.C. & NAIMAN, R.J. (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environ. Manag.** 30 (4): 481-491.
- RIOS, L. (1993). **Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (Estado de São Paulo).** Dissertação de Mestrado. EESC – USP. São Carlos - SP. 146 p.
- SABATER, F. & VILA, P.B. (1991). The hyporheic zone considered as an ecotone. In: ROS, J.D. & PRAT, N. (Eds.) Homage to Ramon Margalef, or, Why there is such pleasure in studying nature. **Oecologia Aquática** 10: 35-43.
- SEITZINGER, S.P. (1988). Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. **Limnol. Oceanogr.** 33: 702-724.
- SILVA, F.J.P. da (1998). **Caracterização abiótica do Ribeirão do Feijão, considerando-se dois regimes hidrológicos, chuva e seca (São Carlos – SP).** Dissertação de Mestrado. EESC – USP. São Carlos - SP. 184 p.
- STANFORD, J.A. & WARD, J.V. (1993). An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. **J. N. Am. Benth. Soc.** 12: 48-60.

- STEWART, W.D.P., FITZGERALD, G.P. & BURRIS, R.H. (1967). In situ studies on  $N_2$  fixation using the acetylene reduction technique. **Proc. Nat. Acad. Sci.** 58: 2071-2078.
- STRAUSS, E.A., MITCHELL, N.L. & LAMBERTI, G.A. (2002). Factors regulating nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 59: 554-563.
- STRICKLAND, J.P. & PARSONS, T.R. (1960). A manual of sea water analysis. **Bull. Fish. Res. Bd. Can.** 125: 1-185.
- TAKAHASHI, M., YOSHIOKA, T. & SALJO, Y. (1982). Nitrogen metabolism in Lake Kizaki, Japan. III Active nitrification in early summer. **Arch. Hydrobiol.** 93(3): 272-286.
- TIEDJE, J.M. (1982). Denitrification. In: PAGE, A.L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. (Eds.). **Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties.** 2<sup>nd</sup> ed. Madison, Wisconsin, USA. p. 1011-1026.
- TRISKA, F.J., KENNEDY, V.C., AVANZINO, R.J., ZELLWEGER, G.W. & BENCALA, K.E. (1989). Retention and transport of nutrients in a third order stream in northwestern California: hyporheic processes. **Ecology** 70: 1893-1905.
- TRISKA, F.J., DUFF, J.H. & AVANZINO, R.J. (1990). Influence of exchange flow between the channel and hyporheic zone on nitrate production in a small mountain stream. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 47: 2099-2111.
- TRISKA, F.J., DUFF, J.H. & AVANZINO, R.J. (1993a). Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel-bottom stream: examining terrestrial aquatic linkages. **Freshwat. Biol.** 29: 259-274.
- TRISKA, F.J., DUFF, J.H. & AVANZINO, R.J. (1993b). The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial-aquatic interface. **Hydrobiol.** 251: 167-184.

- TRISKA, F.J., JACKMAN, A.P., DUFF, J.H. & AVANZINO, R.J. (1994). Ammonium sorption to channel and riparian sediments: A transient storage pool for dissolved inorganic nitrogen. **Biogeochemistry** 26: 67-83.
- VALENTIN, J.L. (2000). **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Interciência. Rio de Janeiro. 117 p.
- VALETT, H.M., FISHER, S.G., STANLEY, E.H. (1990). Physical and chemical characteristics of the hyporheic zone of a Sonoran desert stream. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 9: 201-215.
- WARD, J.V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 8: 2-8.
- WEISS, R.F. & PRICE, B.A. (1980). Nitrous oxide solubility in water and seawater. **Marine Chemistry** 8: 347-359.
- WHITAKER, V.A. & MATVIENKO, B. (1998). The denitrification potential and hydrological conditions in the wetlands of the Lobo Reservoir. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26: 1377-1380.
- YOSHINARI, T. & KNOWLES, R. (1976). Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. **Biochem. Biophys. Res. Commun.** 69: 705-710.

## ANEXO

Nas tabelas a continuação, encontram-se os valores das variáveis físicas e químicas analisadas na água de interface dos piezômetros P1 a P9 e do ribeirão do Feijão, durante o período de estudo.

Observação: N.D. significa “ não determinado”

**Tabela I a.** Valores de pH da água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	4,82	4,48	4,75	4,63	4,96	4,77	5,03	4,66	5,00	5,58	5,42	5,53
fev	4,23	4,02	4,50	4,65	4,72	4,62	5,04	5,03	4,94	5,69	5,71	5,00
mar	3,27	3,12	3,26	3,62	3,80	3,47	4,06	3,47	3,63	3,99	4,00	4,49
abr	3,96	4,15	4,32	4,22	5,23	4,31	N.D.	4,12	4,24	5,04	5,08	4,94
mai	4,38	4,11	4,50	4,63	5,09	4,57	N.D.	4,64	4,75	5,24	5,48	5,65
jun	4,22	4,20	4,22	4,52	4,30	4,30	N.D.	4,23	4,27	5,49	5,02	5,36
jul	3,41	3,98	4,26	4,23	4,95	4,30	5,49	4,18	4,29	4,51	4,81	4,47
ago	4,09	4,08	4,46	4,22	4,88	4,37	5,02	4,82	5,12	4,68	5,10	4,26
set	3,95	3,88	3,89	4,00	4,86	4,05	5,18	5,10	4,59	5,46	4,58	5,78
out	4,71	4,64	5,05	5,05	5,78	5,25	5,42	5,72	5,15	6,30	6,17	6,13
nov	4,40	4,32	4,42	4,67	5,41	4,55	4,71	5,09	4,86	5,64	5,77	5,83
dez	3,88	3,90	4,05	4,37	4,92	3,87	4,61	4,96	4,59	4,67	4,43	4,39
Média	4,82	4,48	4,75	4,63	4,96	4,77	5,03	4,66	5,00	5,58	5,42	5,53
Desvio	0,23	0,10	0,22	0,09	0,03	0,10	0,06	0,26	0,16	0,04	0,03	0,02

**Tabela I b.** Valores de condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) da água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	12,0	9,40	9,75	11,0	9,00	6,50	20,2	7,00	19,7	8,00	8,00	8,00
fev	10,0	9,40	13,2	6,00	14,7	15,6	20,5	17,7	11,0	11,7	11,0	11,0
mar	3,80	5,00	5,75	1,50	10,3	8,20	11,7	5,00	5,25	4,00	4,00	3,33
abr	6,00	8,60	9,00	5,50	42,7	12,6	N.D.	7,67	10,0	8,00	8,00	8,00
mai	4,25	6,25	4,00	7,50	15,0	8,00	N.D.	6,50	5,00	6,00	6,00	5,67
jun	6,00	6,50	5,33	4,00	21,0	6,75	N.D.	6,00	12,0	6,00	6,00	6,00
jul	27,2	7,00	9,00	5,00	80,0	16,6	66,0	14,7	27,5	13,0	13,0	14,0
ago	15,0	7,75	11,0	5,50	65,5	22,7	64,0	69,7	70,2	14,0	14,0	14,0
set	15,6	10,0	9,33	5,50	34,5	25,2	32,0	37,0	45,2	12,0	12,0	12,0
out	19,7	8,50	11,0	7,50	45,5	24,7	36,0	48,0	44,3	9,00	9,00	9,00
nov	14,8	10,0	15,5	7,50	15,5	16,2	16,0	16,3	14,5	10,0	10,0	10,0
dez	15,0	7,80	12,0	8,50	32,5	11,6	26,7	15,0	19,0	9,00	9,00	9,00
Média	12,0	9,40	9,75	11,0	9,00	6,50	20,2	7,00	19,7	8,00	8,00	8,00
Desvio	10,1	1,52	3,50	8,49	0,00	0,58	2,2	0,00	7,64	0,00	0,00	0,00

**Tabela I c.** Concentração de oxigênio dissolvido (mgOD.L<sup>-1</sup>) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	7,69	7,76	8,11	8,14	8,58	8,97	9,00	8,62	8,79	9,27	9,27	8,77
fev	0,67	0,42	0,98	2,04	0,52	0,27	0,60	0,25	0,47	7,77	7,67	7,65
mar	7,45	7,51	7,62	8,03	7,98	8,29	8,67	8,18	8,56	8,78	8,97	8,65
abr	0,65	0,60	2,00	2,88	0,52	0,50	N.D.	0,76	1,24	8,22	8,54	8,27
mai	7,71	7,40	7,52	7,65	8,95	9,02	N.D.	8,71	8,77	10,4	10,3	10,0
jun	9,27	8,97	8,92	8,93	10,8	10,8	N.D.	10,6	10,5	10,8	11,3	10,5
jul	0,81	1,75	2,04	2,81	4,59	2,24	1,41	0,93	3,37	8,65	8,94	8,87
ago	2,06	3,14	3,41	4,97	2,08	1,82	0,67	0,77	0,34	12,0	12,2	12,0
set	0,37	2,99	2,40	2,87	1,71	0,71	2,59	1,00	0,66	7,88	7,97	7,85
out	0,84	0,80	0,70	1,77	1,82	0,56	0,73	0,06	0,98	7,73	7,58	7,72
nov	0,62	4,82	2,81	0,95	0,58	0,34	0,64	0,71	0,90	7,54	7,58	7,75
dez	0,38	1,42	4,14	2,03	1,60	0,67	0,17	0,22	1,27	9,36	9,65	9,24
<b>Média</b>	7,69	7,76	8,11	8,22	8,58	8,97	9,00	8,62	8,79	9,27	9,27	8,77
<b>Desvio</b>	0,31	0,20	0,23	0,11	0,03	0,23	0,24	0,04	0,31	0,06	0,05	0,15

**Tabela I d.** Valores da temperatura (°C) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	24,4	24,5	23,5	23,1	22,7	21,8	21,6	22,4	22,0	21,0	21,0	21,0
fev	24,6	24,6	24,1	23,7	23,2	22,5	22,3	23,1	22,6	21,3	21,4	21,1
mar	24,3	24,3	23,8	23,1	22,8	22,1	21,4	22,7	21,7	20,9	20,8	21,0
abr	23,4	24,0	23,8	23,0	21,1	21,0	N.D.	21,6	21,2	17,7	17,8	17,6
mai	21,9	22,5	22,8	21,9	18,9	18,8	N.D.	19,5	19,3	15,8	16,0	15,9
jun	20,1	21,1	21,6	21,0	17,4	17,2	N.D.	17,9	18,0	16,7	16,9	16,5
jul	19,2	20,3	21,1	20,7	15,9	16,6	16,7	16,9	16,4	13,3	13,8	13,3
ago	19,3	20,4	20,8	20,5	17,8	17,2	17,0	17,5	17,3	16,9	17,1	16,8
set	19,6	20,5	20,8	20,4	19,0	18,2	19,7	19,2	18,7	19,5	19,6	19,4
out	23,1	23,6	22,9	23,2	22,5	20,8	21,2	22,0	21,0	20,6	20,7	20,5
nov	23,9	23,9	23,4	23,2	22,4	21,2	21,5	22,0	21,0	20,9	21,0	20,9
dez	24,3	24,7	23,5	23,3	23,8	22,1	21,9	22,8	22,0	22,2	22,2	22,3
<b>Média</b>	24,4	24,5	23,5	23,1	22,7	21,8	21,6	22,4	22,0	21,0	21,0	21,0
<b>Desvio</b>	0,6	0,5	0,4	0,1	0,1	0,5	0,4	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0



**Tabela II a.** Concentração de fósforo reativo solúvel ( $\mu\text{gPO}_4\text{-}^3\text{.L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	6,95	4,31	4,97	6,96	78,8	14,3	13,7	12,5	34,7	4,73	7,18	8,02
fev	1,65	1,16	1,93	1,39	83,8	5,85	4,35	9,90	6,94	2,75	3,90	3,93
mar	1,97	2,65	3,36	0,19	62,9	3,78	2,49	4,44	6,81	7,46	8,99	8,08
abr	1,15	2,83	2,17	5,71	186	7,23	N.D.	5,85	6,21	4,42	2,71	5,04
mai	5,63	6,89	8,13	3,44	4,81	9,65	N.D.	7,68	4,95	5,33	4,51	3,58
jun	6,38	2,97	1,05	6,12	105	7,05	N.D.	9,05	9,81	10,8	6,16	5,89
jul	0,44	0,10	1,49	0,56	154	6,59	26,1	20,2	7,98	3,54	3,07	4,66
ago	3,32	6,16	3,54	1,91	45,7	11,6	26,2	301	21,6	3,15	5,07	4,22
set	10,9	3,13	7,77	4,37	231	12,1	32,1	153	22,0	4,41	5,78	7,41
out	13,1	21,4	4,94	0,90	316	18,3	15,9	107	12,6	3,26	2,54	5,42
nov	75,1	12,3	9,58	6,35	269	9,70	21,7	20,8	15,9	7,47	6,17	7,55
dez	7,46	5,83	6,66	5,30	203	13,7	19,6	43,9	24,0	4,46	4,58	4,49
Média	11,2	5,81	4,63	3,60	145	9,99	18,0	57,9	14,5	5,14	5,05	5,69
Desvio	20,5	5,85	2,86	2,51	96,9	4,18	9,98	89,8	9,31	2,33	1,92	1,66

**Tabela II b.** Concentração de fosfato total dissolvido ( $\mu\text{gPTD.L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	8,53	5,45	6,85	9,92	93,2	24,7	22,8	28,2	35,0	7,99	10,2	11,8
fev	2,40	1,37	2,04	2,48	92,6	25,9	11,8	30,8	33,2	6,39	6,64	4,94
mar	4,29	3,66	3,68	2,69	70,8	19,2	11,6	11,9	14,1	14,1	14,7	14,6
abr	5,18	8,12	8,91	8,97	195	16,0	N.D.	14,2	15,2	10,6	11,9	12,8
mai	7,39	8,10	10,2	4,52	9,65	15,1	N.D.	7,95	6,75	14,5	11,2	7,69
jun	8,68	11,7	7,49	7,23	129	9,54	N.D.	19,1	10,8	11,9	10,7	7,20
jul	6,11	9,31	6,31	4,14	305	23,2	133	59,8	26,8	8,50	10,8	11,2
ago	7,67	13,6	7,23	6,37	201	40,8	103	493	68,2	13,8	14,8	10,6
set	18,2	7,94	10,9	4,45	309	32,6	103	270	68,6	13,5	12,0	11,9
out	22,0	25,8	6,70	7,64	318	56,9	38,1	131	38,1	12,5	12,0	10,9
nov	92,3	16,5	11,9	13,1	315	26,9	46,6	51,7	35,6	13,9	13,0	12,3
dez	15,9	10,6	11,1	9,43	246	31,4	32,8	53,7	31,1	11,4	10,6	9,95
Média	16,6	10,2	7,78	6,75	190	26,8	56,0	97,7	32,0	11,6	11,6	10,5
Desvio	24,6	6,43	3,01	3,25	109	12,7	45,4	144	20,1	2,71	2,17	2,69

**Tabela II c.** Concentração de fósforo total ( $\mu\text{gPT.L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	89,8	46,7	54,7	143	403	124	173	713	432	41,6	34,3	38,1
fev	44,3	57,1	71,6	74,5	206	202	140	89,0	46,5	35,8	40,2	35,5
mar	110	74,9	131	96,1	144	86,4	283	152	166	58,4	52,1	58,2
abr	66,4	73,9	72,4	94,1	1291	147	N.D.	456	178	31,2	25,6	27,2
mai	144	159	98,5	53,2	99,3	453	N.D.	287	482	67,4	50,9	50,4
jun	95,6	46,4	60,0	50,9	357	153	N.D.	137	99,1	28,1	20,5	23,1
jul	124	59,9	106	91,6	629	226	314	283	633	39,7	34,5	35,0
ago	82,4	61,0	58,2	103	440	330	213	899	439	41,9	39,5	38,1
set	97,7	73,1	68,6	79,8	677	115	171	433	291	55,2	34,5	36,7
out	160	205	212	153	1879	196	350	1313	312	85,1	117	105
nov	177	57,9	58,4	51,1	594	90,4	176	177	236	63,8	50,7	39,1
dez	174	65,8	68,2	44,1	459	94,7	326	496	299	44,4	50,0	51,7
<b>Média</b>	114	81,7	88,3	86,2	598	185	238	453	301	49,4	45,8	44,9
<b>Desvio</b>	42,7	48,7	45,4	35,3	511	110	79,7	365	171	16,9	24,6	21,5

**Tabela III.** Concentração de silicato reativo ( $\text{mgSi-SiO}_2.\text{L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	0,24	0,18	0,23	0,26	2,92	1,45	1,39	0,80	0,39	0,82	1,21	0,75
fev	3,60	3,89	3,99	3,11	7,93	9,60	6,53	5,58	5,04	6,06	6,19	6,04
mar	2,39	2,71	3,29	1,86	5,40	4,03	4,10	4,18	4,21	4,36	4,37	4,33
abr	0,31	0,40	0,39	0,33	2,61	1,09	N.D.	0,54	0,56	1,12	0,99	1,17
mai	2,26	2,46	3,22	1,79	4,49	4,40	N.D.	3,96	3,49	5,77	4,66	4,54
jun	0,69	0,50	0,83	0,48	2,09	0,52	N.D.	0,51	0,56	0,58	1,05	0,88
jul	0,91	1,00	2,02	2,06	5,90	2,60	4,45	2,55	2,48	5,05	5,83	5,46
ago	0,45	0,50	0,55	0,47	3,30	2,29	3,75	6,69	3,52	1,29	1,34	0,94
set	0,50	0,42	0,53	0,45	3,40	2,17	2,81	4,42	2,43	1,12	1,24	1,09
out	3,67	4,05	4,51	3,13	9,99	6,23	5,73	8,60	4,80	6,46	6,35	6,39
nov	0,55	0,15	0,46	0,51	1,69	1,02	1,45	1,00	0,72	0,45	0,62	0,76
dez	0,28	0,22	0,21	0,24	2,01	0,77	0,91	1,43	0,92	0,72	1,31	2,11
<b>Média</b>	1,32	1,37	1,69	1,23	4,31	3,01	3,45	3,35	2,43	2,82	2,93	2,87
<b>Desvio</b>	1,30	1,48	1,63	1,11	2,57	2,69	1,98	2,67	1,76	2,47	2,32	2,28

**Tabela IV a.** Concentração de nitrito ( $\mu\text{gN-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	3,45	3,50	2,97	2,79	43,6	8,11	6,83	6,07	15,5	2,38	3,59	2,80
fev	1,15	1,13	1,21	0,82	62,5	9,26	3,63	8,93	5,39	2,48	3,57	3,14
mar	1,01	5,72	1,21	0,65	42,7	6,27	2,63	3,70	4,97	5,23	5,75	5,47
abr	1,92	2,23	1,98	1,39	72,1	6,02	N.D.	2,99	3,58	2,55	2,86	2,74
mai	1,74	1,58	2,53	0,61	2,57	4,69	N.D.	3,04	2,39	1,70	1,62	1,70
jun	3,19	1,13	1,03	1,50	14,6	1,47	N.D.	1,22	1,65	1,61	1,30	1,55
jul	1,30	1,32	1,12	1,08	44,1	5,18	11,5	6,02	5,70	1,84	2,80	2,01
ago	1,74	1,93	1,51	1,78	23,1	9,21	12,6	36,1	12,8	3,21	4,84	2,48
set	0,56	0,67	1,34	0,27	45,2	11,8	9,58	24,1	13,6	3,04	2,94	3,34
out	3,86	5,04	2,24	0,56	135	8,17	2,25	61,6	9,70	1,55	1,48	1,92
nov	8,29	2,82	3,86	2,74	22,6	4,30	8,82	7,63	5,53	2,51	3,13	3,17
dez	3,47	3,05	3,25	1,92	20,2	4,34	4,26	17,4	11,8	3,08	2,88	2,75
Média	2,64	2,51	2,02	1,34	44,1	6,57	6,91	14,9	7,72	2,60	3,06	2,76
Desvio	2,09	1,59	0,95	0,84	35,1	2,83	3,92	18,0	4,73	1,01	1,31	1,04

**Tabela IV b.** Concentração de nitrato ( $\mu\text{gN-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	7,00	17,8	49,0	6,60	53,0	11,4	11,7	10,6	23,0	34,2	34,6	33,8
fev	72,2	51,2	156	46,1	85,1	19,7	9,30	10,3	15,9	35,6	35,1	35,3
mar	4,50	16,8	18,5	3,30	30,7	4,30	5,00	5,10	7,40	4,70	5,40	5,20
abr	28,1	19,9	65,3	9,50	78,4	7,30	N.D.	8,30	177	89,5	94,5	92,4
mai	68,4	50,0	92,0	10,4	384	13,6	N.D.	8,90	32,1	101	90,4	85,0
jun	230	83,1	187	21,2	950	23,8	N.D.	19,7	152	138	136	132
jul	991	54,0	92,2	6,40	203	6,50	15,6	21,7	99,2	49,2	51,4	47,2
ago	610	45,8	135	14,7	170	31,9	24,3	72,0	28,5	102	112	99,4
set	390	36,4	108	18,3	46,5	10,7	15,9	32,2	18,9	79,1	80,7	78,3
out	289	44,1	111	19,6	155	21,8	17,0	61,9	184	77,6	77,9	78,4
nov	308	22,3	57,9	13,5	34,6	13,2	17,7	25,3	46,1	60,7	69,7	62,2
dez	33,0	49,5	175	15,1	31,8	13,2	12,3	55,1	37,9	69,3	69,3	71,9
Média	253	40,9	104	15,4	185	14,8	14,3	27,6	68,5	70,2	71,4	68,4
Desvio	299	19,5	52,1	11,2	262	8,08	5,54	23,0	66,3	36,3	36,1	34,2

**Tabela IV c.** Concentração de amônio ( $\mu\text{gN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	5,20	1,90	1,60	13,1	10,8	4,20	13,2	3,80	53,5	1,00	1,50	2,20
fev	1,40	1,90	0,90	2,90	6,90	0,90	8,40	18,3	6,00	1,10	1,00	1,00
mar	5,10	1,30	3,40	1,60	18,3	2,00	16,9	8,40	2,70	0,70	0,60	0,40
abr	3,10	2,60	1,40	3,10	266	17,9	N.D.	6,30	8,90	1,50	3,90	1,70
mai	1,40	0,80	0,80	0,70	12,5	3,70	N.D.	2,30	1,30	1,90	1,60	0,70
jun	77,7	38,9	28,2	41,0	519	52,9	N.D.	41,5	76,7	21,8	18,8	14,1
jul	99,4	4,40	23,3	2,40	1081	9,10	1487	9,80	74,9	5,30	23,1	10,3
ago	19,2	17,7	2,20	9,00	78,6	33,3	599	140	2051	8,30	9,60	10,9
set	58,2	6,20	12,8	4,00	409	364	24,8	79,8	720	27,0	7,30	7,20
out	119	87,8	25,6	30,1	2017	644	770	1532	923	12,8	30,0	23,8
nov	349	12,5	8,70	14,1	209	107	49,7	68,8	57,6	7,30	12,6	7,60
dez	210	8,10	4,60	6,90	816	42,3	644	836	457	6,40	3,80	9,80
<b>Média</b>	79,0	15,3	9,46	10,8	454	107	401	229	369	7,92	9,46	7,48
<b>Desvio</b>	106	25,2	10,5	12,6	602	197	516	472	615	8,59	9,76	6,97

**Tabela IV d.** Concentração de nitrogênio total Kjeldahl ( $\text{mgNTK} \cdot \text{L}^{-1}$ ) na água de interface para os compartimentos interflúvio (P1 a P4) e várzea (P5 a P9), e no rio (R10 a R12), ao longo do período de estudo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	R10	R11	R12
jan	0,65	0,51	0,47	0,56	1,45	1,68	1,73	2,29	2,01	0,37	0,23	0,28
fev	0,37	0,09	0,09	0,23	1,07	1,12	1,17	1,03	0,65	0,23	0,09	0,23
mar	0,37	0,37	0,37	0,23	1,31	1,03	1,49	0,65	1,07	0,28	0,42	0,28
abr	0,33	0,42	0,28	0,37	4,53	1,68	N.D.	1,03	0,89	0,28	0,65	0,47
mai	0,89	0,09	0,42	1,63	3,22	1,68	N.D.	4,57	2,66	0,28	0,37	0,28
jun	0,42	0,51	0,33	0,37	1,54	1,17	N.D.	0,23	0,89	0,23	0,65	0,37
jul	0,84	0,93	0,47	0,79	3,59	1,96	4,99	1,21	2,38	0,56	0,51	0,51
ago	0,33	0,19	0,28	0,28	1,31	0,65	1,68	1,73	2,33	0,56	0,33	0,33
set	0,42	0,33	0,47	0,42	1,03	0,75	0,84	0,75	1,54	0,42	0,61	0,33
out	0,51	0,37	0,37	0,56	1,03	1,03	1,73	2,43	1,31	0,79	0,70	0,42
nov	0,79	0,61	0,47	0,51	0,98	0,84	1,35	1,12	1,12	0,70	0,89	0,79
dez	0,75	0,37	0,51	0,56	0,98	0,61	1,49	1,21	2,05	0,70	0,33	0,37
<b>Média</b>	0,56	0,40	0,38	0,54	1,84	1,18	1,83	1,52	1,58	0,45	0,48	0,39
<b>Desvio</b>	0,21	0,23	0,12	0,38	1,22	0,46	1,22	1,15	0,68	0,20	0,23	0,15

**Tabela V.** Concentrações de nutrientes nitrogenados observadas no ribeirão do Feijão e calculadas pelo modelo hidráulico. Valores médios mensais para os pontos R10, R11 e R12.

	Nitrito		Nitrato	
	Média observada $\mu\text{gN-NO}_2^-\cdot\text{L}^{-1}$	Média calculada $\mu\text{gN-NO}_2^-\cdot\text{L}^{-1}$	Média observada $\mu\text{gN-NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$	Média calculada $\mu\text{gN-NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$
jan	2,93	8,16	34,2	24,8
fev	3,06	8,34	35,4	76,6
mar	5,48	7,00	5,10	13,3
abr	2,72	9,23	92,1	35,0
mai	1,67	2,09	92,3	88,8
jun	1,49	2,86	136	214
jul	2,22	6,94	49,3	289
ago	3,51	5,70	104,4	207
set	3,11	7,25	79,3	132
out	1,65	17,1	77,9	123
nov	2,94	7,06	64,2	97,1
dez	2,90	5,15	70,1	65,9

	Amônio		Nitrogênio Total		Kjeldahl	
	Média observada $\mu\text{gN-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$	Média calculada $\mu\text{gN-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$	Média observada $\text{mgNTK}\cdot\text{L}^{-1}$	Média calculada $\text{mgNTK}\cdot\text{L}^{-1}$	Média observada $\text{mgNTK}\cdot\text{L}^{-1}$	Média calculada $\text{mgNTK}\cdot\text{L}^{-1}$
jan	1,57	4,86	0,30	0,87	0,30	0,87
fev	1,01	2,61	0,19	0,47	0,19	0,47
mar	0,58	5,99	0,33	0,64	0,33	0,64
abr	2,37	30,0	0,47	0,86	0,47	0,86
mai	1,39	2,32	0,31	0,82	0,31	0,82
jun	18,2	90,9	0,42	0,56	0,42	0,56
jul	12,9	287	0,53	1,58	0,53	1,58
ago	9,58	80,1	0,40	0,55	0,40	0,55
set	13,8	97,7	0,45	0,54	0,45	0,54
out	22,2	397	0,64	0,67	0,64	0,67
nov	9,14	123	0,79	0,75	0,79	0,75
dez	6,67	202	0,47	0,69	0,47	0,69