

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**CICLO HIDROLÓGICO E DINÂMICA DE DOIS RIOS INTERMITENTES
DA REGIÃO SEMI-ÁRIDA DO BRASIL, COM ÊNFASE EM MACRÓFITAS
AQUÁTICAS**

FÁBIO PEDRO

SÃO CARLOS

2003

FÁBIO PEDRO

**CICLO HIDROLÓGICO E DINÂMICA DE DOIS RIOS INTERMITENTES DA
REGIÃO SEMI-ÁRIDA DO BRASIL, COM ÊNFASE EM MACRÓFITAS
AQUÁTICAS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), como pré-requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof^o. D^r. Irineu Bianchini Júnior

SÃO CARLOS

2003

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

P372ch

Pedro, Fábio.

Ciclo hidrológico e dinâmica de dois rios intermitentes da região semi-árida do Brasil, com ênfase em macrófitas aquáticas / Fábio Pedro. -- São Carlos : UFSCar, 2003.
105 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2003.

1. Ecologia aquática. 2. Rios intermitentes. 3. Macrófitas aquáticas. 4. Semi-árido. I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)

Orientador

Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior

Às minhas duas jóias, Carmem Karime e Marina
À minha sempre companheira Edith Carmem
Ao meu irmão Paulo e ao meu afilhado João Elias

AGRADECIMENTOS

Aos Prof^{os}.(a) e amigos Irineu Bianchini Júnior, Odete Rocha, Leonardo Maltchik Garcia, Maria Regina Barbosa e Takako Watanabe.

À Universidade Federal de São Carlos, pelo apoio institucional.

À Universidade Federal da Paraíba, campus de João Pessoa pela utilização das instalações do Departamento de Sistemática e Ecologia e campus de Areia pela utilização do alojamento da estação de climatologia de São João do Cariri.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa CNPq.

Aos Prof^{os}.(a)Alaíde Ap. Fonseca Gessner, Antônio Fernando Monteiro Camargo, Sidinei Magela Thomaz, José Antônio P. V. de Moraes, Juarez Soares, Nivaldo Nordi e Ivã de Haro Moreno pelas participações e valiosas colaborações feitas nas bancas de qualificação e defesa da tese.

Aos colegas e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos pelo auxílio e companheirismo durante meus períodos em São Carlos.

Aos muitos amigos, que durante este período me ajudaram e incentivaram para a realização deste trabalho, especialmente, ao grupo de pesquisa Ecologia de Rios Temporários, à Judith, Lunguinho, Ethan, Vaneide, Tião, Alex, Rui, Onildo, Mourão, Marcela, Albano, Tânia, Tayza, Tatyane, Edith, João e D. Inês, Paulo Pedro, Joana e Júnior Maluceli, e muitos amigos...

RESUMO

A região semi-árida do Brasil apresenta rios e riachos intermitentes com ocorrência de cheia e de seca em diferentes frequências, intensidade e duração. Estes eventos atuam como agentes de perturbação hidrológica e são determinantes nas características das macrófitas aquáticas, nas concentrações de nutrientes e na geomorfologia fluvial do ambiente. Este estudo foi realizado durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000 em dois rios intermitentes da região semi-árida do Brasil: uma poça permanente no riacho Avelós (efêmero) e duas poças temporárias no rio Taperoá (temporário). Os objetivos foram: (1) determinar a ocorrência e a variação da biomassa das espécies de macrófitas aquáticas, (2) determinar a dinâmica de nitrogênio, ortofosfato, matéria orgânica e material particulado na água superficial e hiporreica e no sedimento fluvial e parafluvial, (3) verificar os efeitos da variação hidrológica no nível da água e na espessura do sedimento. Foram realizadas 21 visitas no campo durante as fases de inundação, vazante e seca. A amostragem das macrófitas para o estudo da biomassa foi feita de acordo com o método dos quadrados, o nitrato e o ortofosfato pela metodologia padrão, e as variações geomorfológicas foram calculadas através de medidas do nível da água e espessura do sedimento. Ocorreram cheias em diferentes frequência e magnitude durante o estudo. O riacho efêmero apresentou fase de seca maior do que o rio temporário. A cheia foi um fator determinante na ocorrência e na composição da estrutura de macrófitas aquáticas, nas concentrações de nutrientes e na geomorfologia fluvial das poças. As comunidades de macrófitas sujeitas à cheias apresentam riqueza menor quando comparadas àquelas de ambientes sem a perturbação. Os maiores valores de produtividade, biomassa e o menor tempo para o início da recolonização ocorreram nas cheias de nível intermediário. As concentrações de nutrientes tiveram aumentos significativos na fase de cheia, seguido de quedas dos valores nas fases de vazante. As poças temporárias atuaram como áreas de concentração de material particulado nas fases de vazante e seca. O sedimento foi transportado na forma de pulsos. As variações significativas maiores na profundidade e na espessura do sedimento ocorreram na fase vazante e após eventos com magnitude intermediária.

ABSTRACT

The semi-arid region of Brazil presents rivers and intermittent streams with flood occurrence and of drought in different frequencies, intensity and duration. These events act as agents of hydrologic disturbance and they are decisive in the characteristics of the aquatic macrophytes, in the concentrations of nutrients and in the fluvial geomorphology. This study was accomplished during the hydrologic cycles of 1999 and 2000 in two intermittent rivers of the semi-arid area of Brazil: a permanent pond in the stream Avelós (ephemeral) and two temporary ponds in the river Taperoá (temporary). The objectives were: (1) to determine the occurrence and the variation of the biomass of the species of aquatic macrophytes, (2) to determine the dynamics of nitrogen, ortophosphate, organic matter and particulate matter in the superficial water and hiporheic and in the fluvial sediment and parafluvial, (3) to verify the effects of the hydrologic variation in the level of the water and in the thickness of the sediment. Twenty-one visits were accomplished in the field during the wetting phases, drying and dry. The sampling of the macrophytes for the study of the biomass was made in agreement with the method of the squares, the nitrate and the ortophosphate by the methodology pattern, and the variations geomorphology they were calculated through measures of the level of the water and thickness of the sediment. They happened floods in different frequency and magnitude during the study. The ephemeral stream presented phase of larger drought than the temporary river. The flood was a decisive factor in the occurrence and in the composition of the structure of aquatic macrophytes, in the concentrations of nutrients and in the geomorphology fluvial of the ponds. The macrophytes communities subject to floods they present smaller wealth when compared to those of atmospheres without the disturbance. The largest productivity values, biomass and the smallest time for the beginning of the recolonization happened in the flood of intermediate level. The concentrations of nutrients had significant increases in the flood phase, followed by falls of the values in the drying phase. The temporary ponds acted as areas of concentration of particulate matter in the drying phases and dry. The sediment was transported in the form of pulses. The largest significant variations in the depth and in the thickness of the sediment they happened in the phase drying and after events with intermediate magnitude.

LISTA DE FIGURAS

Figuras	Legendas	Pág.
Figura 1	Localização geográfica das bacias de drenagens e áreas amostradas no riacho Avelós (7°28'08" S; 36°31'17" W) e no rio Taperoá (7°30' S, 36°10' W), na região semi-árida do Brasil.....	35
Figura 2	Precipitação diária (mm) registrada na estação de hidrologia do município de São João do Cariri, Paraíba, Brasil, durante os anos de 1999 e 2000.....	43
Figura 3	Biomassa média, desvio-padrão, produtividade da macrófita aquática <u>Najas marina</u> e profundidade da poça permanente do riacho Avelós (7°28'08"S; 36°31'17"W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a ocorrência de cheias.....	45
Figura 4	Biomassa média, desvio-padrão e produtividade da macrófita aquática <u>Najas</u> sp e profundidade da poça temporária marginal do rio Taperoá (7°00' S, 37°00' W; 7°30' S, 36°10' W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a ocorrência de cheias.....	47
Figura 5	Biomassa média, desvio-padrão e produtividade da macrófita aquática <u>Najas</u> sp e profundidade da poça temporária no leito do rio Taperoá (7°00' S, 37°00' W; 7°30' S, 36°10' W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a ocorrência de cheias.....	48
Figura 6	Profundidade, desvio-padrão e fases hidrológicas da poça permanente do riacho Avelós (7°28'08"S; 36°31'17"W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a inundação da poça.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabelas	Legendas	Pág.
Tabela 1	Decomposição (gPS) de nove espécies de macrófitas aquáticas encontradas nas poças permanentes e temporárias do riacho Avelós, rio Taperoá e área de retenção de água, durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. Os asteriscos (*) indicam queda significativa (Teste-t, $p < 0,05$) em relação ao valor anterior.....	46
Tabela 2	Visitas ao campo e frequência de cheias da poça permanente do riacho Avelós (7°28'08" S; 36°31'17" W) durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores absolutos de profundidade (cm), salinidade (‰) e condutividade (μmS), e valores médios do material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato ($\mu\text{g/l}$) e nitrato ($\mu\text{g/l}$) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste-t; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).....	50
Tabela 3	Visitas ao campo e frequência de cheias do rio Taperoá (7°30' S; 36°10' W), durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores absolutos de profundidade (cm), condutividade ($\mu\text{S/cm}$), e os valores médios de material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato ($\mu\text{g/l}$) e nitrato ($\mu\text{g/l}$) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial na fase hidrológica da cheia. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste-t; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).....	52
Tabela 4	Data das visitas na poça na margem do rio Taperoá durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores de profundidade (cm), condutividade ($\mu\text{S/cm}$), e as médias dos valores de material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato ($\mu\text{g/l}$) e nitrato ($\mu\text{g/l}$) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste-t; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).....	53
Tabela 5	Data das visitas na poça no leito do rio Taperoá durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores de profundidade (cm), condutividade ($\mu\text{S/cm}$), e as médias dos valores de material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato ($\mu\text{g/l}$) e nitrato ($\mu\text{g/l}$) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste-t; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).....	54
Tabela 6	Profundidade (cm), espessura do sedimento (cm), desvio-padrão (\pm), largura (m), área (m^2) e volume (m^3) da poça permanente no riacho Avelós (7°28'08" S; 36°31'17" W) durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. A tabela mostra a data das visitas ao campo e a ocorrência de cheias durante o período. Os valores marcados com (*) indicam variação significativa (Teste-t: $p < 0,05$; $\alpha = 5\%$) em relação ao valor anterior.....	55
Tabela 7	Número total de variações significativas (Teste-t; $p < 0,05$; $\alpha = 5\%$) positivas e negativas da profundidade (cm) e do sedimento (cm) nas regiões anterior, central e posterior, da poça permanente do riacho Avelós (7°28'08" S; 36°31'17" W) nas fases hidrológicas de cheia e de seca dos ciclos de 1999 e 2000.....	57
Tabela 8	Fluxo da água superficial, profundidade (cm), e espessura do sedimento (cm), desvio-padrão (\pm), largura (m) e vazão (m^3/s) do rio Taperoá (7°30' S; 36°10' W) durante a fase de cheia dos ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. A tabela mostra as visitas ao campo e a ocorrência de cheias no período. Os valores marcados com (*) indicam variação significativa (Teste-t; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$) em relação ao valor anterior.....	58
Tabela 9	Fluxo da água superficial, profundidade (cm), espessura do sedimento (cm), desvio-padrão (\pm), área (m^2) e volume (m^3) da poça marginal do rio Taperoá durante o período secando dos ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. Os valores marcados com (*) indicam variação média significativa (Teste-t: $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$) em relação ao valor anterior.....	59
Tabela 10	Fluxo da água superficial, profundidade (cm), espessura do sedimento (cm), desvio-padrão (\pm), área (m^2) e volume (m^3) da poça formada no leito do rio Taperoá durante o período de secando do ciclo hidrológico de 1999. Os valores marcados com (*) indicam variação significativa (Teste-t: $p < 0,05$; $\alpha = 5\%$) em relação ao valor anterior.....	59

SUMÁRIO

1.....	Introdução	1
1.1.....	Objetivos.....	10
1.2.....	Hipóteses.....	11
1.3.....	Justificativa.....	12
2.....	Marco conceitual	14
2.1.....	Ecologia de macrófitas aquáticas.....	14
2.2.....	Método de amostragem e processamento de macrófitas aquáticas.....	23
3.....	Material e Métodos.....	32
3.1.....	Região de estudo.....	32
3.2.....	Local de estudo.....	34
3.2.1	Riacho Avelós.....	35
3.2.2	Rio Taperoá.....	36
3.2.3	Área de retenção de água.....	37
3.3.....	Determinação da biomassa de macrófitas aquáticas.....	37
3.4.....	Experimento de decomposição de macrófitas aquáticas.....	38
3.5.....	Determinação de variáveis físicas e químicas da água superficial e hiporreica.....	38
3.6.....	Determinação de variáveis físicas e químicas do sedimento hiporreico e parafluvial.....	40
3.7.....	Determinação do nível da água e espessura do sedimento.....	41
4.....	Resultados.....	43
4.1.....	Macrófitas aquáticas.....	44
4.1.1	Biomassa de macrófitas aquáticas na poça permanente do riacho Avelós.....	44
4.1.2	Biomassa de macrófitas aquáticas na poça temporária na margem do Taperoá.....	46
4.1.3	Biomassa de macrófitas aquáticas na poça temporária no leito do Taperoá.....	48
4.1.4	Ocorrência de macrófitas aquáticas em área de retenção de água.....	49
4.2.....	Dinâmica de nutrientes.....	49
4.2.1	Dinâmica de nutrientes na poça permanente do riacho Avelós.....	49
4.2.2	Dinâmica de nutrientes do rio Taperoá.....	51
4.2.3	Dinâmica de nutrientes na poça temporária na margem do rio Taperoá.....	52
4.2.4	Dinâmica de nutrientes na poça temporária no leito do rio Taperoá.....	54
4.3.....	Heterogeneidade espacial.....	55
4.3.1	Profundidade da água e espessura do sedimento na poça permanente do riacho Avelós.....	55
4.3.2	Profundidade da água e espessura do sedimento do rio Taperoá.....	57
4.3.3	Profundidade da água e espessura do sedimento na poça na margem do rio Taperoá.....	58
4.3.4	Profundidade da água e espessura do sedimento na poça no leito do rio Taperoá.....	59
5.....	Discussão.....	60
Perturbação hidrológica e riqueza.....	60	
Resistência de macrófitas aquáticas.....	60	
Recolonização de macrófitas aquáticas.....	62	
Dinâmica de nutrientes e temperatura.....	65	
Dinâmica de nutrientes na água superficial e hiporreica.....	66	
Dinâmica de nutrientes no sedimento fluvial e no parafluvial.....	69	
Os extremos hidrológicos da cheia e da seca.....	71	
Geomorfologia fluvial.....	73	
Heterogeneidade espacial.....	75	
6.....	Conclusão.....	77
7.....	Referências bibliográficas.....	79
	Apêndice.....	103

1. INTRODUÇÃO

Os processos de perturbação natural são vistos como fenômenos importantes na dinâmica de ecossistemas e são caracterizados por provocarem flutuações na composição das comunidades biológicas e atuarem como força seletiva na evolução das espécies (White, 1979). Perturbação pode ser definida como um evento que provoca modificações imprevisíveis no ambiente, sendo as alterações previsíveis consideradas eventos normais (Resh *et al.*, 1988). O conceito de perturbação também pode ser definido, e adotado neste estudo, como um evento previsível no tempo, que modifica a estrutura das comunidades e populações, e altera a abundância de espécies, a disponibilidade de recursos, a composição dos substratos e a forma física do ambiente (Sousa, 1984; White & Pickett, 1985; Tilman, 1987; Poff, 1992).

As perturbações hidrológicas ocorrem em diferentes graus de frequência, intensidade, duração e previsibilidade. Estas variações são determinantes no estabelecimento da diversidade biológica e no curso da sucessão biológica (Fisher *et al.*, 1982; Pickett *et al.*, 1987; Gore *et al.*, 1990; Airoidi, 1998). As mudanças na diversidade durante a sucessão ocorrem devido às diferentes estratégias das espécies para o regime de perturbação (Denslow, 1980; Smith & Huston, 1989), descritas em diferentes modelos ecológicos (Whittaker, 1965; Odum, 1969; Grime, 1974; Southwood, 1977). Muitos estudos revelam que os maiores valores de diversidade biológica ocorrem em ambientes com perturbações em níveis intermediários de magnitude e frequência (Huston, 1979; Miller, 1982; Sousa, 1984; Nilsson, 1987; Rosenzweig, 1995; Pollock *et al.*, 1998) e em taxas moderadas de produtividade (Dobson, 1994). As comunidades de ambientes aquáticos intermitentes apresentam adaptações para os eventos de perturbações, de acordo com a previsibilidade dos eventos ao longo do tempo (Resh *et al.*, 1988; Trémolières *et al.*, 1994).

O conceito de perturbação hidrológica está relacionado diretamente com a definição de estabilidade de populações e ecossistemas (Margalef, 1969; Webster *et al.*, 1975; Sutherland, 1981). O modelo de estabilidade em ecossistemas sujeitos à perturbações não implica na existência de um “ponto” de equilíbrio para qual o sistema deva retornar após uma perturbação, mas em atingir medidas históricas de abundância (número ou biomassa) dos organismos no ambiente (Webster *et al.*, 1975). A estabilidade é determinada pelas respostas de resistência (proporção de mudança), resiliência (capacidade ou potencial de recuperação subsequente), persistência (tempo de duração da variável) e variabilidade (ocorrência da variável no tempo) do sistema para os eventos de perturbação (DeAngelis, 1980; Sousa, 1980; Pimm, 1991; Grimm & Wissel, 1997; Neubert & Caswell, 1997). A resiliência mede o tempo de retorno do sistema a um estado de referência anterior à perturbação (Holling, 1973; Sutherland, 1974, 1990; Webster *et al.*, 1975; DeAngelis, 1980; Pimm, 1984, Connel & Souza, 1983; Boulton *et al.*, 1992; Grimm & Wissel, 1997). Pimm (1991) teoriza que, para se manter a estabilidade após uma perturbação, é necessário recuperar pelo menos 37% do estado de referência da espécie no ambiente. O fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes favorecem o potencial para resiliência após eventos de perturbação e aumentam a estabilidade do sistema.

A distribuição, abundância e sucessão de muitos organismos dependem da utilização de diferentes tipos de habitats no espaço e no tempo (Fraser & Sise, 1980; Fisher, 1993). Uma maior heterogeneidade espacial e temporal pode levar a um aumento da variedade de habitats (Southwood, 1977; Hey *et al.*, 1994; Ives & Klopfer, 1997) e, segundo modelo proposto por MacArthur em 1958, a uma maior diversidade de espécies (Douglas & Lake, 1994). Ecossistemas de rios e riachos possuem alta heterogeneidade espacial, sendo formados por um mosaico de subsistemas funcionais interligados por processos bióticos e abióticos (Pickett & White, 1985; Jones *et al.*, 1995a). Muitos modelos em ecologia de rios e riachos são baseados na dinâmica de detritos e nutrientes (Mulholland *et al.*, 1995), como o *Contínuo Fluvial* (Vannote *et al.*, 1980), a *Espiral de Nutrientes* (Newbold *et al.*, 1981) e a *Dinâmica de Manchas* (Pringle *et al.*, 1988). Em rios e riachos a

estabilidade está fortemente relacionada com a entrada de material orgânico da bacia de drenagem (Boling *et al.*, 1975, Lush & Hynes, 1978; Webster & Benfield, 1986). A matéria orgânica atua como fonte de energia para o metabolismo existente nas áreas de trocas hidrológicas entre as regiões fluvial e parafluvial (Bencala, 1993; Triska *et al.*, 1993a; Hendricks & White, 1995).

A maioria dos rios e riachos de regiões áridas e semi-áridas são intermitentes, caracterizados pelos extremos hidrológicos da cheia e da seca (Ladle & Bass, 1981; Fisher *et al.*, 1982; Cowx *et al.*, 1984; Grimm, 1987; Stevenson, 1990; Fisher & Grimm, 1991). Ao longo de um ciclo hidrológico os rios intermitentes podem apresentar os períodos hidrológicos de vazante, seca, inundação e cheia (Bayly & Williams, 1973; Williams & Hynes, 1976; Towns, 1985; Maltchik, 1996a). Estes eventos são importantes agentes de perturbação (White & Pickett, 1985; Resh *et al.*, 1988; Poff, 1992) e exercem forte influência na organização e funcionamento destes ecossistemas (Triska *et al.*, 1989; Ortega *et al.*, 1991; Lancaster & Hildrew, 1993; Dudley & Grimm, 1994). Há vários estudos que descrevem a importância da cheia e da seca na riqueza de espécies, na abundância e distribuição de populações (Closs & Lake, 1994; Hupp & Osterkamp, 1996; Downes *et al.*, 1998; Fausch *et al.*, 2001), nos processos de recolonização e sucessão (Huryn & Wallace, 1987; Clausen & Biggs, 1997) e na heterogeneidade física do ambiente, com alterações na disponibilidade de recursos e na utilização de refúgios físicos e biológicos (Woodin, 1978; Fisher & Grimm, 1988; Tilman *et al.*, 1994; Barrat-Segretain & Amoros, 1995; Biggs, 1995; Winterbottom *et al.*, 1997).

As primeiras definições sobre cheias foram elaboradas para regiões úmidas, e se referem ao aumento do fluxo d'água do rio, com a inundação de terras que normalmente não estão submersas (Chow, 1964; Ward, 1978). Em regiões áridas e semi-áridas, as cheias são caracterizadas por processos climatológicos (frequência e duração da chuvas) e geomorfológicos (área de drenagem, declividade do canal, composição do substrato) distintos dos existentes em regiões úmidas (Graf, 1988). A cheia é o principal agente causador de mudanças sucessionais em rios de regiões semi-áridas, atuando de forma direcional e modelando o leito de forma

heterogênea (Fisher *et al.* 1982; Henry *et al.*, 1996). Cheias recorrentes provocam a abertura de novas áreas e formam um mosaico de ambientes em diferentes estágios de recolonização e sucessão (Dawson *et al.*, 1978; Sand-Jensen & Madsen, 1992; Husband & Barrett, 1998), causando grande influência na abundância e distribuição das espécies e nos recursos disponíveis do ambiente (Johnson, 1994; Barrat-Segretain & Amoros, 1995; Henry *et al.*, 1996). Segundo Riggs (1985) as cheias em rios intermitentes podem ser de três tipos: i) *cheias rápidas*, quando ocorre o aumento repentino do nível da água, associado com a precipitação. Ocorrem em bacias menores que 100 km² e podem durar de minutos a poucas horas; *eventos de único pico*: de maior duração que as cheias rápidas. Duram de poucas horas a alguns dias; ii) *Eventos de múltiplos picos*: são resultado de vários eventos de precipitação e a contribuição de tributários para o canal principal; iii) *Cheias sazonais*: ocasionadas por fatores climáticos anuais.

A seca também significa um evento perturbador de escala não previsível para as comunidades de rios e riachos intermitentes, com grande influência em todos os níveis de organização (Herbst & Reice, 1982; Poff & Ward, 1989; Maltchik, 1996a,b). Segundo Stanley & Fisher (1992) a fase hidrológica da seca apresenta três períodos distintos: i) *Vazante (secando)*: caracterizado pela interrupção do fluxo superficial contínuo de água e aparecimento de poças no leito do rio; ii) *Seca*: ausência de água superficial, mas presença de água sub-superficial e iii) *Inundação*: reinício do fluxo de água superficial. O período de vazante também representa uma perturbação, sendo a magnitude dos eventos determinante no funcionamento do ecossistema (Ladle & Bass, 1981; Delucchi, 1988; Goulder, 1993).

O fluxo dos rios e riachos intermitentes é determinado pelo modelo de precipitação da região e pelas águas de escoamento superficial (Gurtz *et al.*, 1988). Os rios intermitentes são classificados em efêmeros (fluxo d'água de curta duração, somente após precipitações) e temporários (fluxo d'água superficial por um longo período, e uma importante fase de seca). Estudos sobre funcionamento de rios intermitentes são realizados no deserto do Arizona (Fisher & Mincley, 1978; Bush & Fisher, 1981; Fisher, 1981; Fisher *et al.*, 1982; Grimm & Fisher, 1984; Stanley & Fisher, 1992), na Austrália (Lake *et al.*, 1986, 1989; Boulton, 1988, 1989; Boulton & Lake,

1992) e na da bacia Mediterrânea (Mateu, 1989; Maltchik & Mollá, 1994; Mollá *et al.*, 1994). Na região semi-árida do Brasil são desenvolvidos estudos em rios e riachos intermitentes de diferentes regimes hidrológicos e em diferentes níveis de organização (Medeiros & Maltchik, 1997; Barbosa & Maltchik, 1998; Pedro & Maltchik, 1998; Maltchik & Pedro, 2000, 2001).

Estudos sobre os efeitos das perturbações hidrológicas em comunidades de macrófitas aquáticas são realizados em diversos ambientes de rios (Thommen & Westlake, 1981; Brierley *et al.*, 1989; Sand-Jansen & Madsen, 1992; Guyot *et al.*, 1994; Trèmolierés *et al.*, 1994; Dudley & Grimm, 1994; Barrat-Segretain & Amoros, 1995; Bornette *et al.*, 1996; Henry *et al.*, 1994, 1996) e de lagoas naturais (Lippert & Jameson, 1964; Biggs *et al.*, 1994; Bonis *et al.*, 1995) de regiões temperadas dos Estados Unidos, Inglaterra e Europa ocidental. Em macrófitas aquáticas de rios intermitentes os estudos tratam dos efeitos da cheia (Bilby, 1977; Nilsson, 1987; Davy *et al.*, 1990; Jonhson, 1994; Hey *et al.*, 1994) e da seca (Goulder, 1992, 93) sobre a comunidade.

A cheia atua como perturbação para macrófitas aquáticas (Bornette & Amoros, 1991) e vegetação ripariana (Tabacchi, 1995) de rios e riachos, devido à quebra e retirada de plantas, e a remoção ou deposição de sedimentos (Oglesby *et al.*, 1976; Bilby, 1977; Henry *et al.*, 1994). Muitas espécies de plantas aquáticas apresentam plasticidade morfológica em relação às variações do nível da água (Thommen & Westake, 1981) e à velocidade da corrente (Allan, 1995). Informações sobre as variações hidrológicas e a dinâmica das comunidades de macrófitas aquáticas em rios intermitentes e lagoas temporárias da região semi-árida brasileira ainda são escassos (Pedro & Maltchik, 1998, Maltchik & Pedro, 2000, 2001). As principais adaptações, segundo Brown (1971), são:

Heterofilia: bem ilustrada na espécie Sagittaria sagittifolia, que apresenta três tipos diferentes de folhas. As primeiras folhas a se desenvolver na plantas são as submersas, que, sujeitas à força da correnteza, são estreitas e afiladas, com poucas camadas de células e muitos espaços aeríferos. Folhas submersas oferecem pouca resistência para correnteza ou ação de ondas. Um exemplo extremo de redução foliar é encontrado em Ranunculus fluitans que

apresenta folhas em forma de longos filamentos para suportar águas com forte correnteza. Posteriormente, as folhas crescem até a superfície da água e são flutuantes. Possuem formas elípticas, palmadas e espessas, com grande quantidade de aerênquima. Plantas aquáticas submersas podem sustentar os ramos através da flutuação, necessitando de menor quantidade de lignina e celulose para manter a orientação vertical do que as plantas terrestres. As últimas folhas a se desenvolverem são as emergentes. As folhas são rígidas, grossas e em formas de flecha, com grande quantidade de esclerênquima e colênquima;

Caule, Raiz e Epiderme: como a água possui uma densidade cerca de 700 vezes maior do que o ar. Desta forma a água atua como suporte para macrófitas aquáticas. As plantas aquáticas não necessitam de tecidos rígidos para fazer a sustentação dos ramos e apresentam redução dos tecidos de sustentação e condução, principalmente o xilema. A redução facilita a flexibilidade e a flutuação dos ramos. A redução de tecido lenhoso é evidente quando espécies submersas (e.g. *Callitriche platycarpa*) são colocadas fora da água e seus ramos mostram-se incapazes de suportar a planta em posição vertical. A água também se difunde facilmente pelos tecidos da planta. Em plantas aquáticas enraizadas o caule pode estar na forma de rizoma (caule subterrâneo horizontal), estolão (ramo delgado que cresce sobre o solo, enraizando-se na ponta para se desenvolver numa nova planta) ou haste. As raízes podem ser do tipo pivotante ou fasciculadas. Apresentam características anatômicas importantes no processo de adaptação, como a presença de câmaras com diafragma para armazenamento de ar (lacunas auríferas), com as funções de transporte de gases para a planta, flutuação e resistência mecânica para as partes submersas. A epiderme atua como proteção, através da cutícula, e como estrutura de absorção de sais, através de hidropódios. Segundo Scremin-Dias *et al.* (1999) a presença e a disposição de pêlos e tricomas favorece a passagem da água pela superfície da planta, e impede a predação por macroinvertebrados. Nas plantas aquáticas com folhas flutuantes (e.g. *Nymphaea alba*) a disposição dos estômatos, através dos quais ocorrem as trocas gasosas, ocorrem somente na superfície superior da folha, área em contato com o ar.

Reprodução: nas plantas terrestres e nas plantas aquáticas com flores aéreas, o transporte do pólen é feito através do vento ou por insetos. Entretanto, as plantas submersas necessitam de estratégias de polinização diferenciadas. Algumas espécies (Polygonum amphibium e Potamogeton natans) produzem folhas flutuantes que atuam como plataforma de suporte para a inflorescência. Outras (Hotonia palustres) possuem a inflorescência apoiada em um denso conjunto de folhas que crescem próximas à superfície da água. Em plantas totalmente submersas e sem folhas flutuantes, são empregados artifícios especiais para trazer as flores até a superfície da água. Ocasionalmente Elodea canadensis pode apresentar uma haste de até 15 cm surgida de um eixo da planta, com uma pequena flor fêmea rosa na extremidade. As flores masculinas são produzidas em forma de botões que flutuam na superfície para liberar o pólen e fecundar a flores femininas. O método mais comum de reprodução da espécie é o vegetativo, através da quebra do talo da planta e o sua posterior germinação. Muitas espécies apresentam reprodução vegetativa através da produção de diversos tipos de túrions, estruturas especializadas do talo e relacionadas com proteção da planta nos períodos desfavoráveis à germinação (e.g. Elodea canadensis, Hydrocaris morsusranae, Potamogeton crispus etc).

Estresse hídrico: as plantas possuem muitas características estruturais e fisiológicas para escapar ou tolerar as conseqüências das cheias, quando o solo torna-se anaeróbico e o sistema de raízes permanece em um ambiente em anoxia. Muitas espécies possuem a capacidade de aerar os tecidos das raízes pela difusão de oxigênio pelo aerênquima das raízes. Muitas espécies desenvolvem aerênquima nas novas raízes como resposta plástica para as raízes em anaerobiose. Pneumatóforos de plantas aquáticas e o sistema radicular de muitas gramíneas são adaptações para escapar da anaerobiose. Por outro lado, os órgão subterrâneos de algumas plantas de áreas úmidas são aptos para resistir à períodos de completa anoxia por muitos meses (Barclay & Crawford, 1982). Plantas anfíbias apresentam diversas adaptações para períodos de flutuação do nível da água (cheia e seca). As plantas quando estão submersas apresentam hormônios que estimulam o crescimento do caule e a redução da área foliar, e provocam variações na

espessura foliar, na quantidade de estômatos, de lenticelas e no teor de lignina etc. Em períodos de inundação, as plantas herbáceas e lenhosas, que compõem a vegetação ripariana de muitos corpos de água, apresentam respostas para a falta repentina de oxigênio no sistema radicular. Muitas espécies podem alterar o metabolismo do sistema radicular e ativar rotas metabólicas anaeróbicas ou ainda suprir o sistema com oxigênio da parte aérea da planta. Segundo Screm-Dias *et al.* (1999) as plantas que habitam áreas alagáveis apresentam aumento de espaços intercelulares para favorecer a aeração dos órgãos subterrâneos, formação de raízes adventícias na porção submersa do caule e queda de folhas flores e frutos etc.

A cheia e a seca também provocam grande variação espacial e temporal na ciclagem de nutrientes (Grimm & Fisher, 1986; Triska *et al.*, 1994), nas trocas hidrológicas entre a superfície e os sedimentos hiporreico e parafluvial (Wallace *et al.*, 1982; Lieberman & Burke, 1993; Jones *et al.*, 1995a) e na dinâmica do transporte de sedimentos. Em rios intermitentes, normalmente limitantes em nutrientes (Grimm & Fisher, 1986), as variações hidrológicas produzem reflexos significativos nas taxas de respiração e de produção primária (Bond, 1979; Golladay *et al.*, 1987; Jones, 1995), no tamanho das partículas do sedimento (Gagnier & Bailey, 1994; Richards & Bacon, 1994), na presença de invertebrados e na heterogeneidade espacial dos subsistemas de superfície, hiporreico e parafluvial (Naiman & Sedell, 1979; Bilby & Likens, 1980; Bilby, 1981; Speaker *et al.*, 1981; Naiman, 1982; Wallace *et al.*, 1991; Evans *et al.*, 1993a; Girel, 1994). O metabolismo destes subsistemas é controlado por mecanismos de entrada, retenção e estoque de matéria orgânica e inorgânica no ecossistema (House *et al.*, 1995a; Maridet *et al.*, 1995; Findlay & Sobczak, 1996).

Embora a zona superficial apresente processos dinâmicos de metabolismo e produção primária, a zona hiporreica é caracterizada por um gradiente de concentrações de nutrientes que pode atuar como limite de interação (ecótonos) entre o fluxo superficial e sub-superficial (Brunke & Gonser, 1997; Fraser & Williams, 1998). Áreas oxigenadas e produtivas (“hot spot”) na zona hiporreica podem promover alta heterogeneidade espacial no ambiente (Linklater, 1994; Jones *et al.*, 1995c; Stanley & Boulton, 1995) e

são importantes para o metabolismo do sistema através de processos de nitrificação (Triska *et al.*, 1993b) e de desnitrificação (Homes *et al.*, 1996). A região parafluvial é caracterizada pela ausência de água superficial e exerce grande importância na dinâmica da matéria orgânica e do nitrato entre os ambientes terrestre e aquático (Brunet *et al.*, 1994; Homes *et al.*, 1994; Claret *et al.*, 1997).

Os processos de geomorfologia fluvial em regiões semi-áridas são determinados pela combinação entre variabilidade temporal e espacial das precipitações, com a área e a extensão dos canais de escoamento (Graf, 1988; Gentili, 1993; Walker *et al.*, 1995). O fluxo d'água determina a dinâmica de rios e riachos intermitentes (Fisher & Likens, 1973; Cummins *et al.*, 1983; Thibodeaux & Boyle, 1987). A frequência e magnitude da cheia determina a carga de sedimentos transportada (Graf, 1988; Pringle *et al.*, 1988; Davies *et al.*, 1994; Heritage & van Niekerk, 1995; Airoidi, 1998), a erosão da bacia de drenagem e remodelagem do leito e do canal (Bhowmik & Adams, 1989; Lyons *et al.*, 1992), e as alterações nas concentrações de matéria orgânica (Bond, 1979; Naiman *et al.*, 1987; Leichtfried 1991; Jones & Smock, 1991; Cushing *et al.*, 1993) e na biota estabelecida (Davies & Nelson, 1993; Gagnier & Bailey, 1994). As cargas de sedimento em rios intermitentes raramente são amostradas, principalmente em áreas semi-áridas tropicais (Ondieki, 1995).

Na região semi-árida do Brasil a cheia e a seca atuam como agentes de perturbação hidrológica e exercem forte influência no funcionamento de rios e riachos, provocando alterações na composição da comunidade de macrófitas aquáticas (Maltchik & Pedro, 2001), na concentração de nutrientes da água e do sedimento, e no transporte de sedimentos. Estas variações são pouco conhecidas e sua compreensão é fundamental para estudos de dinâmica e funcionamento de ambientes aquáticos intermitentes, de gerenciamento hídrico e de desenvolvimento sustentável da região semi-árida do Brasil.

1.1 Objetivos

Os objetivos do estudo, realizado ao longo dos ciclos hidrológicos de 1999 e 2000, foram estabelecer as influências das fases hidrológicas de cheia e seca na variação da biomassa de macrófitas aquáticas, na concentração de nutrientes e na geomorfologia fluvial de uma poça permanente em um rio efêmero e duas poças temporárias em um rio temporário existentes na região semi-árida do Brasil. Os objetivos específicos foram:

- (1) registrar a ocorrência de macrófitas aquáticas nos ambientes efêmero e temporário durante dois ciclos hidrológicos completos;
- (2) determinar as variações da biomassa e produtividade das macrófitas aquáticas durante os dois ciclos hidrológicos estudados;
- (3) quantificar as variações nas concentrações de nitrato, ortofosfato e material particulado nas águas superficial e hiporreica, e de nitrato, ortofosfato e matéria orgânica nos sedimentos fluvial e parafluvial dos três ambientes durante dois ciclos hidrológicos;
- (4) quantificar as variações no nível médio da água e na espessura do sedimento nos três ambientes, durante dois ciclos hidrológicos;
- (5) relacionar a ocorrência e a intensidade das perturbações hidrológicas da cheia e da seca com os resultados de resistência, colonização e resiliência apresentados pelas macrófitas aquáticas durante o estudo.

1.2 Hipóteses

Para direcionar os objetivos da pesquisa foram levantaram as seguintes hipóteses sobre influência das perturbações hidrológicas da cheia e da seca na dinâmica das macrófitas aquáticas e nas variações nas concentrações de nutrientes e na profundidade e espessura dos sedimentos nos dois rios intermitentes:

- A estrutura e o funcionamento das comunidades de macrófitas aquáticas sofrem influência direta das perturbações hidrológicas da cheia e da seca;
- A intensidade, duração e frequência das perturbações hidrológicas da cheia e da seca são determinantes nas respostas de resistência, início de recolonização e forma de resiliência das macrófitas aquáticas nos ambientes estudados;
- A ocorrência das fases hidrológicas de cheia e de seca influencia na riqueza das comunidades de macrófitas aquáticas;
- As concentrações de nutrientes e a geomorfologia fluvial dos ambientes estudados são alteradas pelas perturbações hidrológicas da cheia e da seca.

1.3 Justificativa

Regiões áridas e semi-áridas ocorrem nos cinco continentes e ocupam cerca de 40% da superfície da Terra (Rasool, 1984). A extensão e distribuição destas áreas têm aumentado continuamente, sob pressão de processos de desertificação, variação climática e desmatamento das grandes florestas (Schlesinger *et al.*, 1990). Mais de 20% da população mundial habitam regiões áridas ou semi-áridas, e vivem sob influência direta de seus ecossistemas aquáticos (Graf, 1988).

O estudo de ecossistemas aquáticos em regiões áridas e semi-áridas é relevante em diversos aspectos. Ecossistemas aquáticos intermitentes funcionam como amplificadores de desequilíbrios climáticos e permitem acompanhar as respostas do ambiente às alterações climáticas regionais (Molles & Dahm, 1990). Fisher & Grimm (1991) destacam três aspectos da relação entre ecossistemas intermitentes e variações climáticas: I- o nível freático dos rios está relacionado com a precipitação da região; II- as comunidades dos rios intermitentes sofrem influência dos processos de perturbação hidrológica (cheia e seca); III- rios intermitentes oferecem um primeiro reflexo de como os ecossistemas aquáticos de regiões úmidas podem se tornar com o aumento das áreas áridas.

Rios intermitentes são predominantes nas regiões áridas e semi-áridas do mundo, mas são pouco estudados e seus processos ecológicos são pouco compreendidos (Stanley & Fisher, 1992). Regiões semi-áridas apresentam processos ambientais distintos de regiões úmidas, com grandes desigualdades entre os dois tipos de ambientes (Graf, 1988). Os rios intermitentes são considerados elementos fundamentais para as estratégias de sobrevivência das populações de regiões semi-áridas (Barbosa & Maltchik, 1998).

A região semi-árida do Brasil ocupa 10% da área do país, com tamanho superior a 800.000 km². É caracterizada por um forte déficit hídrico, provocado pela baixa precipitação média anual e altas taxas de evaporação. Maltchik (1996a,b) destaca que a enorme área do semi-árido brasileiro e a grande quantidade de rios intermitentes evidenciam a importância e a

necessidade de estudos na região, principalmente pelo grande valor econômico que representam. Estes estudos possibilitariam conhecer a estabilidade e a complexidade dos ecossistemas, através da interpretação das características de resistência e resiliência das comunidades frente as perturbações hidrológicas da cheia e da seca, em diferentes graus de intensidade, duração e frequência.

As comunidades de macrófitas aquáticas representam um grupo expressivo na composição de ecossistemas aquáticos continentais. O conhecimento de suas relações no ambiente é fundamental para a compreensão dos processos ecológicos dos ecossistemas aquáticos (Nogueira & Esteves, 1990). A maioria dos estudos com comunidades de macrófitas aquáticas na América do Sul são realizados em regiões úmidas do Uruguai (Mazzeo *et al.*, 1993; Arocena & Mazzeo, 1994), da Argentina (Gantes & Tur, 1995; Pastore *et al.*, 1995) e Brasil. No Brasil são realizados estudos principalmente em sistemas lênticos permanentes (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Tundisi, 1977,78; Silva, 1980; Rolla *et al.*, 1990 etc.) ou em sistemas lóticos de regiões úmidas (Sioli, 1975; Walker, 1985; Walker & Ferreira, 1985; Apesteguia & Marta, 1979; Neiff, 1986; Bonetto & Wais, 1990; Necchi & Branco, 1992; Necchi *et al.*, 1995 etc.). Os estudos são principalmente descritivos de distribuição e zonação (Pedrali *et al.*, 1993; Reis & Barbosa, 1993; Esteves & Nogueira, 1995; Moschini-Carlos *et al.*, 1995), de dinâmica populacional (Nogueira & Esteves, 1990; Menezes *et al.*, 1993; Piedade, 1993; Pompóe & Moschini-Carlos, 1995) e de estocagem e reciclagem de nutrientes (Gadelha *et al.*, 1990; Silva *et al.*, 1993).

Poucos estudos abordam o funcionamento de ecossistemas aquáticos da região semi-árida brasileira (Paiva, 1963; Arraes, 1990), principalmente em relação à macrófitas aquáticas. Barrat-Segretain & Amoros (1995) enfatizam a importância de estudos sobre a influência das perturbações na cobertura, riqueza e adaptações de macrófitas aquáticas. O conhecimento dos efeitos das perturbações sobre as macrófitas aquáticas de rios intermitentes permite compreender a dinâmica das plantas aquáticas durante a sucessão ecológica e também a estabilidade após eventos de cheia e seca.

2. MARCO CONCEITUAL

2.1 Ecologia de macrófitas aquáticas

Desde o Período Siluriano (438 m.a.) muitas espécies da flora terrestre ocupam habitats que são periodicamente inundados pela água. Muitos representantes dos maiores grupos de plantas superiores possuem a capacidade de habitar ambientes sujeitos a períodos de cheias e de hipoxia do solo (Davy *et al.*, 1990). Como a maioria das plantas aquáticas apresentam características adaptativas semelhantes, é possível que tenham tido uma história evolutiva em comum (Kautsky, 1988).

O termo *macrófitas aquáticas* refere-se a um grupo de plantas que crescem e vivem em ambientes aquáticos. Foi citado pela primeira vez em 1938, por Weaver e Clements, e modificado em 1967 por Sculthorpe. Sob a denominação de macrófitas aquáticas atualmente são agrupados diversos grupos taxonômicos, como: líquens, algas macroscópicas, musgos e plantas vasculares. A distribuição das plantas aquáticas é muito variável. Ocupam muitos nichos em diversos tipos de habitats, como rios, tanques, lagos, riachos, canais, reservatórios, mares e oceanos. Elas podem ser classificadas em flutuantes livres ou fixas, submersas livres ou fixas, emergentes, anfíbias e epífitas (Irgang *et al.*, 1984; Scremin-Dias *et al.*, 1999).

Modelos básicos de distribuição espacial e temporal de vegetação aquática são explicados pelas relações fisiológicas entre as plantas e as condições ambientais, como no uso dos recursos, e na tolerância e habilidade competitiva para crescer em diferentes níveis de disponibilidade de recursos ao longo de um gradiente ambiental (Huston & Smith, 1987; Smith & Huston, 1989). Dependendo das condições ambientais a mesma espécie pode apresentar diferentes formas de sucessão dentro de uma comunidade.

Embora taxonomicamente e morfológicamente próximas das plantas terrestres, as plantas aquáticas vivem sob condições ambientais totalmente distintas. As plantas terrestres possuem como fatores ambientais limitantes a disponibilidade de água, a herbivoria, a temperatura etc, enquanto a plantas aquáticas estão sujeitas à velocidade da água, tipo de

sedimento, pressão hidrostática e disponibilidade de luz (Kautsky, 1988). O desenvolvimento em ambiente aquático, sendo parcialmente ou totalmente submersas, foi alcançado através de importantes adaptações fisiológicas e anatômicas das macrófitas aquáticas. Segundo McNaughton (1967), que descreveu diferentes sub-populações de *Typha latifolia*, em diferentes altitudes, as macrófitas aquáticas apresentam diferentes tipos de adaptações para diferentes tipos de habitats.

Segundo Barclay e Crawford (1982), todas as características adaptativas das espécies de plantas aquáticas envolvem grande quantidade de genes e baixa variação gênica. Entretanto, as bases gênicas e a evolução das características adaptativas são pouco conhecidas. As características de história de vida, dormência, fenologia da germinação, crescimento e reprodução também possuem valor adaptativo potencial para ambientes periodicamente inundados. Muitos genes e seus produtos em plantas aquáticas são diretamente relacionados com as cheias. Infelizmente muitas evidências são em nível molecular e metabólico.

A diversidade biológica muitas vezes é considerada como uma expressão da diversidade ambiental. Muitos ambientes aquáticos apresentam flutuações ambientais significativas, provocadas por inundações ou secas em extensas áreas próximas a rios, riachos, lagos e represas (Howard-Williams, 1975). A amplitude e a duração de cada fase do ciclo hidrológico (cheia e seca) causam mudanças na vegetação (Walker & Coupland, 1968) e influenciam no tipo de vegetação aquática (emergente, flutuante etc.) e na diversidade de espécies. Segundo Howard-Williams (1975) as comunidades de plantas que ocorrem em ambiente com flutuações ambientais (e.g. amplitude da água das marés) podem apresentar diversidade diferente daquelas que ocorrem em ambientes temporalmente mais estáveis (e.g. águas profundas). Estudos com macrófitas aquáticas sugerem que a diversidade na comunidade de plantas submersas é mantida pela utilização diferenciada dos recursos existentes dentro da heterogeneidade espacial do ambiente. Fatores como variação na composição dos sedimentos (textura, concentração de nutrientes, matéria orgânica etc.) e ausência de recursos limitantes podem favorecer a coexistência das espécies (Chambers & Prepas, 1990).

As plantas requerem dióxido de carbono, luz e outros nutrientes para sintetizar energia e biomassa. O meio aquático disponibiliza vários sais inorgânicos para as plantas aquáticas, como nitratos, fosfatos, sulfatos, carbonatos, silicatos etc. A disponibilidade destes elementos não é homogênea no meio aquático, e apresenta variações significativas, tanto em escala espacial como temporal, influenciando diretamente na distribuição e abundância das macrófitas aquáticas (Brown, 1971). A temperatura, a penetração da luz e a concentração de carbono na água influenciam na absorção de sais inorgânicos, nas taxas de fotossíntese e interferem diretamente nas taxas de crescimento das plantas aquáticas (Brown, 1971; Kautsky, 1988). As plantas aquáticas que vivem na superfície ou em regiões logo abaixo da superfície apresentam altas taxas de fotossíntese, com utilização máxima da radiação solar (Ham *et al.*, 1981). Entretanto, a existência de água, como consequência de fatores relacionados com clima, solo ou topografia, é o recurso que sofre mais variações de disponibilidade, tanto em escala espacial através de gradientes de umidade, quanto em escala temporal (Smith & Huston, 1989).

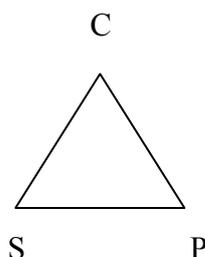
Plantas terrestres possuem estratégia de reprodução caracterizada pela dispersão de numerosas e pequenas sementes ou esporos ao vento. Em plantas aquáticas, ao contrário, a estratégia de reprodução mais comum é o crescimento de clone por expansão vegetativa (Lippert & Jameson, 1964; Junk, 1970; Howard-Williams, 1975; Piedade, 1993). Algumas espécies anuais podem possuir bancos de sementes como estratégia de persistência no ambiente (Kautsky, 1988). As cheias atuam como fator de dispersão para macrófitas aquáticas (Lokker *et al.*, 1997). A taxa de dispersão é determinada pelo tamanho e peso do propágulo e pela força do movimento da água (Fox, 1994). O recrutamento e a densidade de cada espécie são determinados pelas variações nas condições hidrológicas do ambiente (Bonis *et al.*, 1995), causadas por diferentes tipos de perturbações.

Em muitos ambientes ocorrem perturbações (alógenas e autógenas) com diferentes características de frequência e intensidade. Estas perturbações podem diminuir, impedir ou reiniciar a sucessão ecológica de um estágio sucessional anterior, permitindo, assim, o estabelecimento de um

equilíbrio dinâmico entre as taxas de mudanças da vegetação. Segundo Cramer & Hytteborn (1987) as mudanças florísticas de uma região ocorrem, principalmente, por uma tendência histórica (e.g. geomorfologia) e por perturbações ambientais, com flutuações com escala de tempo inferior a dez anos.

Os processos fluviais que ocorrem em rios e riachos, como inundação, erosão e deposição de sedimento, promovem modificações substanciais na paisagem destes ambientes e determinam os modelos de distribuição de espécies que compõem a vegetação (Hupp & Osterkamp, 1985). A frequência, a intensidade e a duração de cheias atuam de maneira distinta na paisagem fluvial, criando diferentes modelos de ocupação pela vegetação. A distribuição das plantas também é controlada pela sua susceptibilidade para as cheias, as quais desenvolvem diferentes estratégias de ocupação. As espécies resistentes a cheias recorrentes ocupam áreas de correnteza ativa e espécies menos tolerantes ocupam áreas de terraço.

As estratégias de desenvolvimento de plantas são baseadas nas respostas da planta a um conjunto de condições ambientais, como a disponibilidade de recursos e o regime de perturbações. Os modelos descritos sobre as estratégias de desenvolvimento e ocupação em plantas foram desenvolvidos, a princípio, em comunidades de vegetação herbácea. Segundo Grime (1974) os três determinantes principais em comunidades de vegetação herbáceas são a competição (C), o stress (S) e a perturbação (P). As plantas adotam distintas estratégias de floração em relação a cada um destes determinantes. As estratégias são ordenadas em um modelo de triângulo equilátero, onde cada vértice representa o maior valor de importância de cada um dos três determinantes.



As interações entre C-S-P podem ser fortes ou fracas, sendo que a aproximação a cada vértice representa o maior fator de influência de cada

determinante. O curso da sucessão ocorre de P para S e C, sendo com produtividade baixa no sentido $P \rightarrow S$, moderada no centro, e alta no sentido $P \rightarrow C$. A densidade de espécies (n/m^2) diminuiu em direção C devido à exclusão competitiva. Para aplicação prática do modelo em plantas é necessário encontrar atributos que sejam possíveis de realizar medidas em pelo menos dois vértices do triângulo. Segundo Grime (1974) as plantas apresentam muitos atributos relacionados com adaptações para formas particulares de competição, stress e perturbação:

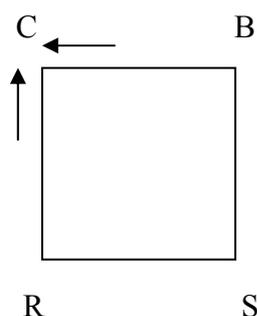
Na Estratégia Competitiva as plantas apresentam características que aumentam a eficiência na captura e utilização de luz, água, nutrientes minerais e espaço. Segundo Grime (1973) a densidade de espécies em vegetação herbácea é controlada pela exclusão competitiva. As espécies “competitivas” apresentam as seguintes características: i) grande estatura; ii) forma de crescimento para intensa exploração do ambiente na superfície e no subsolo (grande e densa ramificação do rizoma); iii) alta taxa de crescimento relativo; iv) acúmulo de liteira na superfície. Estas características (atributos) apresentam baixa incidência em plantas de ambientes com altos níveis de stress ou perturbações (Grime, 1974). O estresse (falta de nutrientes minerais etc.) e a perturbação (pastagens, queimadas etc.) são eventos que previnem que espécies com alto índice de competitividade (IC) possam atingir grande desenvolvimento. Com o aumento de stress ambiental, as espécies competitivas declinam de vigor e espécies de baixas habilidades competitivas tornam-se aptas para sobreviver.

Na Estratégia Ruderal a maioria das plantas que crescem em habitats perturbados é constituída por herbáceas. Podem ser anuais ou perianuais de vida curta. As espécies apresentam rápido crescimento e disseminação de sementes devido ao aumento de espaço livre (heterogeneidade espacial) causado por perturbações freqüentes, que diminuem a pressão causada pela competição e pelo stress (Grime, 1974).

Nas Estratégias de Tolerância ao Estresse as plantas herbáceas de ambientes sujeitos a elevados níveis de stress apresentam pequena estatura e baixa taxa potencial de crescimento relativo, ao contrário de plantas com estratégias competitiva ou ruderal (Grime, 1974). Estas características

ocorrem em plantas sujeitas a stress por deficiências de nutrientes em solos básicos ou ácidos, sombreamento, dessecação etc.

Kautsky (1988) adota o modelo R-C-S para macrófitas aquáticas e propõem que a estratégia de tolerância ao stress seja estudada nos níveis de “stress com baixa perturbação” (B) e “stress com alta perturbação” (S), criando assim, um modelo quadrado de representação das condições ambientais existentes nas comunidades de macrófitas aquáticas. Perturbação é definida como eventos que causam destruição parcial ou total da biomassa de plantas (e.g. cheia, seca, erosão, sedimentação etc.), enquanto o estresse está relacionado com fatores que restringem a produção (i.e. limitações de luz e nutrientes; níveis de salinidade) (Kautsky, 1988). Os quatro vértices do quadrado representam as estratégias de competição (C), ruderal (R), acúmulo de biomassa (B) e desenvolvimento lento (S).



Na estratégia competitiva (baixa perturbação e baixo stress) as espécies possuem altas taxas de produção e grande acúmulo de biomassa (e.g. Potamogeton perfoliatus). Nestes ambientes não existem fatores limitantes para o crescimento. Espécies competitivas de macrófitas aquáticas possuem grande capacidade de crescimento e concentração de biomassa próximo a superfície da água, com grande consumo de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvido (Kautsky, 1988).

Na estratégia ruderal (alta perturbação e baixo estresse) os ambientes aquáticos perturbados incluem áreas com forte influência de gelo, erosão por cheias ou ondas e dissecação por diminuição da água. Ocorrem principalmente espécies anuais, com ciclo de vida em curto e alta taxa de produção (e.g. Najas marina, Ruppia maritima) (Kautsky, 1988). Estas espécies têm suas raízes facilmente arrancadas do sedimento e possuem pouca habilidade competitiva. Ambientes sujeitos à perturbação com variação do

nível da água possuem a tendência de selecionar espécies de ciclo de vida anual. Nas estratégias de tolerância ao stress (acúmulo de biomassa e crescimento lento) as espécies (e.g. Zostera marina) possuem a habilidade de manter biomassa com baixas taxas de crescimento, fotossíntese e absorção de nutrientes. Ambientes pobres em nutrientes (stress) são ocupados por espécies com acúmulo de biomassa ou com pouco crescimento (e.g. Ruppia spiralis).

A maioria dos conceitos adotados para plantas aquáticas foram desenvolvidos em estudos de ecologia terrestre, como a *seleção r e k* (MacArthur & Wilson, 1967) e as estratégias de sucessão tipo competição, ruderal e stress *R-C-S* (Grime, 1974), *anterior e posterior* (Whittaker, 1975) e de *atributos vitais* (Noble & Slatyer, 1980) etc. A competição é a utilização por plantas adjacentes das mesmas unidades de espaço, luz, água e nutrientes minerais. Atinge o impacto máximo quando o hábitat passa a ser ocupado por uma espécie, ou uma única planta individual. O estresse (deficiência de luz, água, nutrientes minerais, temperaturas sub-ótimas etc.) e a perturbação (erosão, cheia, seca, herbivoria e ação de patógenos e do homem), em níveis moderados, promovem a criação de novos nichos espaciais e temporais. Sob circunstâncias severas, ambos causam a inibição da produção de biomassa, baixa produção primária e danos à vegetação. Muitas vezes o mesmo fator ambiental pode causar estresse e perturbação ou mesmo ser difícil de distinguir entre um ou outro determinante (Grime, 1973, 74). Segundo Kautsky (1988) flutuações significativas do nível da água podem atuar como perturbações para plantas ruderal de vida curta ou atuar como stress para espécies perianuais de vida longa.

Durante as cheias ocorre quebra e arrasto de plantas, remoção de biomassa, de plantas jovens e propágulos, além de alterações significativas no substrato dos rios. As cheias promovem mudanças quantitativas (abundância) e qualitativas (composição) na vegetação aquática (Henry *et al.*, 1994). Aspectos físicos provocados pela cheia, como submersão, erosão e deposição, também estão relacionados com as alterações na comunidade de macrófitas aquáticas e são fatores determinantes na presença ou ausência de plantas em sistemas aquáticos. A alteração na composição das espécies depois

de uma cheia evidencia o grau de perturbação do evento sobre a comunidade de plantas aquáticas. Segundo Johnson (1994) as cheias recorrentes podem afetar o desenvolvimento das plantas aquáticas, que apresentam um crescimento emergente no final do período de chuvas.

Após a cheia, o sistema do rio inicia o primeiro estágio de sucessão, com a areia sendo colonizada por grupos de diatomáceas e logo substituídas por algas filamentosas. As macrófitas aquáticas surgem após esta seqüência, e são totalmente dependentes da existência substratos sólidos e de níveis baixos de fluxo de corrente para se estabelecerem (Dudley e Grimm, 1994). A fixação e o estabelecimento do substrato é importante para a sucessão de plantas aquáticas (Henry *et al.*, 1996). Pedralli *et al.* (1993) citam que a sucessão ocorre especialmente onde a vazão do rio é menor, e onde existe uma maior concentração de nutrientes como nitrato e fósforo. A recolonização de áreas afetadas por cheias está relacionada com a frequência e magnitude das cheias e com as características reprodutivas das espécies. A recolonização inicia-se com uma fraca competição por espaço e por recursos, que se torna progressivamente mais forte ao longo da sucessão. A taxa de recuperação da vegetação aquática é estimada pelo tempo de duração da colonização e pelo crescimento das espécies recolonizadoras. A intensidade, frequência e duração das perturbações, aliada a adaptações das espécies, direcionam o curso da sucessão. Segundo estudos de Barrat-Segretain e Amoros (1995), o tempo médio de recuperação de macrófitas aquáticas após a perturbação da cheia é de três meses após o evento, e a recuperação é considerada rápida se comparada a sistemas terrestres que apresentam perturbações pelo fogo, por exemplo.

Na fase de vazante ocorre a diminuição do fluxo da água e a deposição dos sedimentos em suspensão. A mudança hidrológica do rio favorece as espécies de macrófitas aquáticas que requerem águas mais lentas, e posteriormente serão as espécies mais tolerantes à seca (Goulder, 1992; 93). Entretanto, algumas plantas apresentam um caráter anfíbio, que lhes permite resistir regularmente aos períodos de seca (Goulder, 1993; Piedade, 1993). Na fase seca ocorre a substituição das macrófitas aquáticas por plantas terrestres e a conseqüente ocupação do canal pela vegetação ripariana. O

crescimento se inicia nas áreas de substrato fino localizado próximas às margens e progride para o centro do canal. Os substratos finos podem atuar como um nicho para regeneração para a vegetação aquática após as cheias, ao reter sementes, fragmentos de caule, raízes e órgãos especializados para reprodução (Henry *et al.*, 1996). Piedade (1993) afirma que a sucessão de macrófitas na várzea amazônica sugere a dependência de um período de seca para a efetiva renovação da população, que ocorre em pulsos de intenso crescimento, alternado com fases de grande mortalidade, de acordo com o padrão hidrológico da região.

Quando ocorre a inundação do canal do rio, após o final de secas prolongadas, algumas espécies de plantas aquáticas podem reaparecer através de bancos de sementes ou propágulos que resistiram no leito do rio seco, mas de uma maneira geral, a composição da vegetação é diferente da existente em períodos anteriores à seca (Goulder, 1993). Menezes *et al.* (1993) afirmam que a inundação provoca o aumento da biomassa e da produtividade das macrófitas aquáticas, refletindo de forma positiva em todo o metabolismo do ecossistema.

As macrófitas aquáticas são importantes na estruturação e funcionamento de muitos ecossistemas aquáticos. O impacto das plantas no sistema ocorre de diversas formas. As macrófitas aquáticas são componentes significativos do ecossistema aquático e exercem influência em todos os níveis de organização trófica. Segundo Dennis (1984) entre as principais características estão:

- a habilidade de converter energia e nutrientes minerais em matéria orgânica (produtor primário);
- são utilizadas como importante fonte de alimento para muitas espécies de organismos e como fonte de detrito na cadeia alimentar;
- micro e macro hábitat para diversos grupos de plantas e animais macroscópicos e microscópicos;
- são utilizadas como substrato para postura e área de berçário por vertebrados e invertebrados aquáticos;
- absorção e ciclagem de nutrientes;
- a habilidade para construir e estabilizar substratos;

- a modulação da qualidade da água através da geração e consumo de oxigênio dissolvido;
- o aumento da produtividade.

O crescimento excessivo de macrófitas aquáticas no ambiente também pode causar efeitos prejudiciais como:

- eliminação de habitats de desova para peixes e alteração na estruturação do ambiente;
- flutuação acentuada no nível de oxigênio da água, com fortes períodos de depleção noturna;
- cobertura do espelho d'água e impedimento da navegação, irrigação e disponibilidade de lazer;
- afetar o modelo de correnteza e deposição de sedimentos.

Segundo Raschke & Rusanowski (1984) as macrófitas aquáticas são sensíveis a diversos tipos de alterações químicas e físicas do ambiente, como dragagem, mineração, descarga industrial, modificações no substrato por canalização ou deposição de sedimento, poluição orgânica e aporte de nutrientes, herbicidas e materiais tóxicos etc. A capacidade das macrófitas aquáticas de reter resíduos contaminantes possibilita a sua utilização como indicadores de descargas poluentes de fontes intermitentes, que podem não ser detectadas em análises químicas de rotina.

2.2 Método de amostragem e processamento de macrófitas aquáticas

O método de estudo de macrófitas aquáticas foi adaptado de técnicas utilizadas para plantas terrestres, o que levou a diferenças na padronização e avaliação dos dados obtidos nos dois ambientes (Nichols, 1984). Segundo Dennis (1984), o aumento dos estudos com plantas aquáticas trouxe a necessidade de métodos de amostragens mais precisos. As amostragens de macrófitas aquáticas estão relacionados com o tipo das comunidades estudadas e com o objetivo do estudo. As comunidades de macrófitas podem mudar de ambientes submersos compostos por algas, musgos, pteridófitas e angiospermas, para ambientes alagados, compostos

principalmente por plantas emergentes ou plantas com folhas flutuantes. O objetivo do estudo pode ser desde uma descrição da comunidade, até uma análise rigorosa da comunidade, sendo necessárias investigações qualitativas e quantitativas (Gertz, 1984).

A pesquisa qualitativa é feita por uma estimativa visual da vegetação. Embora possa ser estimada um valor de abundância. Quando a pesquisa não é repetida pelo mesmo observador a acuidade não é a mesma nas diferentes avaliações. A pesquisa quantitativa, ao contrário, é feita de forma a se obter dados numéricos de uma forma padronizada e imparcial, podendo ser realizada por diferentes observadores. O estudo quantitativo da vegetação deve indicar, além da composição da flora, também a importância e a influência de cada espécie na comunidade. A pesquisa pode ser realizada sob diferentes termos de frequência (possibilidade de encontrar uma planta em um determinado local), densidade (número de plantas por unidade de área) ou dominância (importância numérica da planta dentro da comunidade). A dominância pode ser estimada pela biomassa (peso por unidade de área), cobertura (porcentagem de ocupação da área) ou produtividade (mudança da biomassa no tempo). A escolha do indicador é fundamental para avaliar com precisão a importância da planta na comunidade.

O método pode ser regular ou ao acaso. O forma regular é importante no mapeamento da vegetação no ambiente, contudo, a distribuição da vegetação em conjuntos pode levar a resultados distorcidos. A amostragem ao acaso, adotada neste estudo, permite que a unidade amostral tenha chance igual e independente de ser selecionada, possibilitando comprovações estatísticas dos resultados obtidos. A amostragem pode ser realizada de forma que envolva a superfície ou o volume. Na forma de superfície, as unidades amostrais são localizadas de forma pontual ou ao longo de linhas de interceptação. A técnica de superfície permite a obtenção de dados sobre presença e ausência de espécies no ambiente. Na forma de volume, as unidades amostrais são obtidas através da técnica dos quadrados ou “plot”, que permite a obtenção de dados relativos à densidade e à biomassa das espécies. Segundo Nichols (1984) as amostragens de macrófitas aquáticas devem seguir uma metodologia de intenções e procedimentos.

A finalidade da amostragem pode ser direcionada para um inventário florístico e descrição dos habitats existentes ou uma análise da regularidade, ocorrência e estrutura dos agrupamentos, e em níveis mais detalhados, a determinação da biomassa e da produtividade. Modelos recentes de estimativa de produtividade usam a biomassa como base para a determinação da produtividade. A produtividade também pode ser determinada por método de produção de oxigênio e fixação de carbono radioativo. Estudos que requerem ciclagem de nutrientes e absorção de metal pesado utilizam a combinação com outras técnicas especiais, como análise de tecidos e estudos em câmaras controladas.

As características do ambiente amostrado, como o tipo do corpo d'água, substrato e localização geográfica afeta a escolha da amostragem. Velocidade da água e tamanho de rios, lagos e reservatórios requerem modificações especiais na metodologia. O substrato sofre grande variação dentro de um corpo d'água, com variação entre áreas de correnteza e remanso de um rio e entre predominância entre areia, barro, pedra, seixo.

O habitat de crescimento e as condições de ocorrência das macrófitas aquáticas (flutuantes, submersas ou emersas) deve ser considerado. Plantas flutuantes são deslocadas pela ação de ventos. A posição da planta na coluna d'água pode ser significativa na amostragem. Plantas com folhas flutuantes podem apresentar tamanho significativo em uma pequena área. A latitude também influencia o modelo de crescimento de algumas plantas, que apresentam curvas de biomassa de padrão único em altas latitudes e padrão bimodal em latitudes mais baixas.

O método de estratificação ao acaso é utilizado por reduzir a quantidade de amostras dentro de um limite aceitável de variância. Ele aumenta a homogeneidade da amostra e reduz a variância. O investigador, no entanto, deve ter cautela, pois macrófitas aquáticas são muito variáveis, e a variância pode ser um reflexo natural do sistema. Método de linha, faixa e quadrado, aliados às condições ambientais, podem prover uma base de comparação dos dados com outros estudos.

O propósito das amostragens e o método adequado para cada finalidade diferem em relação a custos, logística aplicada e tempo gasto para

obter os dados. Deve-se levar em consideração o tempo disponível para pesquisa, o modelo de crescimento das plantas, o deslocamento de equipamentos e as formas de preservação, transporte e processamento das amostras. Também deve-se estipular a quantidade de amostras necessárias para descrever adequadamente a vegetação e qual o maior erro aceitável na descrição. Segundo Nichols (1984) um erro de $\pm 10\%$ da média, com intervalo de confiança de 95%, é considerável aceitável para dados de densidade e biomassa. O número de amostras deve ser adequado à espécie mais comum da comunidade, devido ao fato das espécies raras possuírem baixa frequência de ocorrência.

As comunidades de macrófitas aquáticas não se distribuem de forma uniforme no corpo de água, o que ocasiona alta variabilidade nas amostragens. O tipo de plantas que compõem a comunidade e a distribuição e abundância das espécies variam em relação à profundidade da água, composição e inclinação do leito, nutrientes disponíveis, época do ano, exposição ao vento e insolação. Amostragens em habitats que apresentam grande similaridade no tipo de comunidade aquática apresentam baixa variabilidade. A comunidade de macrófitas aquáticas pode ser dividida em várias populações, criando vários estratos (conjuntos) de plantas ao longo da superfície amostrada. A área total superior a 2m^2 é adequada para amostrar a biomassa de comunidades de macrófitas aquáticas. A análise estatística das amostras com médias superiores a 30 unidades é o teste-*t*.

As amostragens de macrófitas aquáticas podem ser realizadas por diferentes métodos. As descrições dos métodos de amostragem de macrófita aquáticas, segundo Nichols (1984), podem ser por inventário regional, linha de transecto, faixa de transecto, quadrados, transplante, recolonização e marcação individual de plantas etc. Também são utilizados a varredura e raspagem do substrato, arrasto com corrente, amostradores mecânicos e técnicas de sensoriamento remoto.

Os inventários florísticos regionais são úteis para determinar a ocorrência de plantas raras ou ameaçadas existentes na área de estudo, para descrição e classificação de habitats e também para determinar a existência na área de plantas ou associações de plantas ecologicamente muito

significativas. O inventário inclui observação visual, coletas dos tipos representativos da área de estudo e descrição das associações entre plantas. O equipamento utilizado nas amostragens das macrófitas aquáticas é variado, e a escolha geralmente está relacionada com a profundidade da água. Em águas profundas, onde as plantas aquáticas não são vistas da superfície, o método de dragas ou utilização de scuba é o mais utilizado pelos botânicos.

O método da Linha de Transecto é frequentemente utilizado para se obter informação quantitativa das comunidades de macrófitas aquáticas. O transecto é traçado através de uma linha de nylon, marcada em metros, colocada entre dois pontos conhecidos. O número de plantas que ocorrem ao longo da linha (“plotless”) ou a distância linear da planta ao longo do transecto é registrado. O posicionamento de uma linha de transecto paralela ou perpendicular ao ambiente aquático amostrado (lagoa, rio, reservatório, praia) pode ocasionar resultados bastante diferenciados. Um transecto perpendicular amostra áreas de diferentes profundidades, com diferentes tipos de habitats, o que ocasiona uma maior heterogeneidade da amostra, enquanto um transecto paralelo amostra habitats da mesma profundidade, diminuindo a variabilidade da amostra. O método permite a estimativa da cobertura ocupada pelas plantas e é expresso pela equação: $P_i = \sum l_i/L$; onde: P_i = a proporção de cobertura da espécie i na área de estudo; l_i = o comprimento de linha interceptado por cada espécie i ; L = o comprimento total da linha.

No método da Faixa de Transecto a amostragem é feita através de dois transectos paralelos em forma de uma faixa cruzando a área de estudo, que pode ser tratada como vários quadrados sucessivos. As plantas localizadas dentro da faixa são incluídas no censo. Deve-se decidir, porém, se a amostragem deve incluir somente as plantas enraizadas dentro da faixa ou se também considera as planta que se projetam para dentro. Os dados são registrados em número de plantas individuais ou como percentual de cobertura de cada espécie, através da equação: Cobertura: $D_i = \sum d_i/L$; onde: D_i = cobertura de espécie i ; d_i = diâmetro médio da planta; L = comprimento total de todos os transectos,

Como no método das linhas paralelas existe mais de um transecto, pode ser feita a estimativa da variância da amostra com o objetivo de se determinar a variação sazonal da densidade de macrófitas em uma área

pré-determinada e de tamanho conhecido, através da equação da densidade: Densidade: $D_i = (1/N) \sum li/Li$; onde: D_i = densidade da espécie i ; N = número de transectos; li = o comprimento da linha interceptada por cada espécie i ; Li = o comprimento da linha do transecto.

Para se realizar amostragens de campo com macrófitas aquáticas através do método de transectos, deve-se tomar as seguintes medidas: i) traçar pelo menos 3 transectos fixos transversais à margem separados pelo menos em 5 metros; ii) em cada transectos determinar, ao acaso, até 10 pontos de amostragem; iii) colocar um quadrado de 25 cm x 25 cm sobre cada ponto determinado ao acaso, e anotar em papel milimetrado, em proporções equivalentes, a presença ou ausência de macrófitas dentro da área escolhida; iv) coletar pelo menos 5 amostras para se determinar a variação sazonal da distribuição das macrófitas dentro de cada transecto; v) correlacionar as variações na distribuição dentro da área de estudo e determinar as flutuações existentes na área ocupada pelas macrófitas dentro do ambiente em um determinado intervalo de tempo.

O Método do Quadrado consiste de uma técnica largamente aplicada em estudos com objetivo de determinar a biomassa de uma espécie de macrófita através do seu peso seco constante, em uma área previamente determinada e de tamanho conhecido. O método por ser empregado com tamanho variável de quadrado, possui viabilidade de laboratório e baixo impacto sobre a comunidade, podendo ser adaptado para a maioria dos tipos de comunidades de plantas aquáticas. As estratégias de amostragem são dependentes do tipo de comunidade estudada e da informação desejada.

Segundo Gertz (1984), no método do quadrado é feita uma amostragem de área, e os “plots” podem ser retangulares, quadrados ou circulares. A amostragem pode ser feita ao acaso dentro de uma área pré-determinada. Todos os indivíduos existentes na área são amostrados. Pode-se, por exemplo, posicionar um quadrado grande na área a ser amostrada e, dentro deste quadrado amostrar as plantas ao acaso com um quadrado de tamanho menor. Em águas rasas as plantas podem ser amostradas pelo do enquadramento da área através de estacas unidas por cordas e em águas profundas pode-se utilizar um amostrador epibêntico.

O uso de quadrado ou “plot” envolve três considerações estatísticas. i) a influência da borda do quadrado na amostragem. Quando uma planta é localizada próxima ou na borda e a decisão de se incluir ou não a planta no censo. “Plot” de tamanho maior e “plot” circular possuem bordas menores em relação a “plots” tamanho menor ou quadrados, ii) o erro na amostragem. Quanto maior é a variabilidade entre os “plots” individuais, maior é o erro da combinação dos dados destes “plots”. O erro diminui quando o número de “plots” amostrados aumenta. A relação entre o tamanho do plots utilizado e o número de “plots” amostrados dependerá da estrutura e da distribuição da comunidade de macrófitas aquáticas; iii) a seleção dos “plots” para amostragem ser feita ao acaso. Neste método é possível testar estatisticamente as hipóteses levantadas para o estudo.

A biomassa pode ser transformada em $\log(X+1)$ para estabilizar a variância da amostra (Chambers & Prepas, 1990). A produção primária realizada por plantas aquáticas superiores é geralmente calculada por medidas de crescimento de biomassa. A variância da biomassa de macrófitas geralmente é alta, sugerindo um erro substancial na estimativa de produção das plantas. O método é utilizado para estimar a população e a densidade das plantas de uma área pré-determinada. As equações utilizadas são as seguintes: População: $N_i = Pni/p$; onde: N_i = estimativa da população da espécie i ; P = número total de plots na área de estudo; ni = número de indivíduos da espécie i ; p = número de plots amostrados. Densidade: $D_i = ni/pA$; onde: D_i = estimativa da densidade da espécie i ; A = área de um único plot.

Os estudos com plantas transplantadas possibilitam obter dados específicos de cada planta. As plantas podem ser recuperadas periodicamente para se efetuar medidas de peso, comprimento etc, e serem recolocadas no mesmo local. As informações de cada indivíduo e sua localização podem ser utilizadas para analisar estatisticamente as respostas das espécies para as perturbações ambientais. Os substratos são semeados artificialmente e depois da colonização as plantas são transferidas para a coluna d’água ou em habitats pré-selecionados. Plantas vasculares podem ser transplantadas por brotamento e sedimentação. Plantas juvenis e adultas podem ser transplantadas por rizomas, muda ou estolões. A técnica de germinação de

sementes também é utilizada. As sementes obtidas das plantas no campo são germinadas em estufas e depois transplantadas para a área de estudo.

Estudos de recolonização são realizados pela retirada total de plantas existentes em um quadrado ou faixa de transecto. Deve se certificar que todas as plantas foram retiradas para evitar que brotos de plantas remanescentes provoquem erros de estimativa. O tamanho da área varia de 0,25 até 1m², onde as associações entre plantas já podem ser estabelecidas. O método para avaliar a recolonização é através de observação visual ou fotográfica, e envolve períodos de tempo variados.

A técnica de Marcação Individual de Plantas é importante quando se trata da estimativa de taxas de crescimento, mortalidade e a contaminação da área de ocorrência das macrófitas aquáticas por poluentes crônico. Medidas detalhadas das plantas e tipos de reprodução são úteis na distinção do efeito de perturbações nas populações de macrófitas aquáticas através da comparação potencial de stress entre as áreas potenciais e suas adjacências.

As macrófitas aquáticas podem ser processadas enquanto estão úmidas ou depois de secas. No campo as amostras são identificadas, separadas, colocadas em sacos plásticos e refrigeradas, podendo também serem prensadas e secas. No laboratório as plantas são lavadas para retirada do perifíton e do material aderido (Matéria Orgânica Particulada - MOP). Deve-se fazer a confirmação da identificação da espécie e a manutenção de um registro permanente das espécies através da retirada de cinco exemplares de cada espécie para ser secado. Plantas pequenas ou parte delas podem ser preservadas em formalina a 4%. O peso seco é obtido com as amostras secas em estufa a entre 45 °C - 105 °C durante 24h - 72h ou até o peso ser constante. O resultado é expresso em gPS/m² por espécie (grama de peso seco por metro quadrado). Para determinação da matéria orgânica livre de cinzas, as amostras devem ser incineradas em mufla a 550 °C, entre 1h a 6h, dependendo da quantidade de material a ser incinerado. A matéria orgânica é determinada pela subtração do peso das cinzas pelo peso seco. Erros de estimativa podem ocorrer quando as plantas estão incrustadas com carbonato, que devem ser lavadas com solução ácida de hidrócloro a 10% por 15 min ou mais. Depois da dissolução do carbonato as amostras devem ser lavadas

pelo menos seis vezes com água destilada para remoção do ácido (Dennis, 1984; Nichols, 1984).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Região do estudo

A região semi-árida do Brasil ocupa uma área de aproximadamente 800.000 de km², representando cerca de 70% da Nordeste Brasileiro. Muitos estudos da região englobam grandes extensões territoriais em escalas regionais, com níveis exploratórios e de reconhecimento (IBGE, 1985). O Nordeste Brasileiro apresenta grande diversidade de formações naturais, ocorrendo a maioria dos domínios de paisagem e condições morfoclimáticas do Brasil intertropical, e possui como principal característica, a influência do clima semi-árido (Andrade, 1977; Nogueira *et al.*, 1992).

O clima da região é considerado à margem de outros ambientes de climas áridos e semi-áridos tropicais e subtropicais do planeta por apresentar um clima peculiar para a latitude que ocupa, sendo considerada uma região com clima azonal (Ab'Saber, 1974). A heterogeneidade climática da região é consequência da existência de sistemas atmosféricos únicos, se comparados com outras regiões do Brasil. O clima é predominantemente seco, caracterizado como semi-árido quente com chuvas de verão (tipo BSh) e a região bioclimática é sub-desértica quente, com tendência tropical (tipo 2b) (Ab'Saber, 1974)

A temperatura média mensal varia entre 25 °C e 30 °C. A amplitude térmica entre a média mensal mais quente e a mais fria é de 5° C. Ocorrem cerca de 3.000 horas de insolação anual. Os índices pluviométricos variam entre 200 e 1.000 mm, com altas taxas de evaporação. A distribuição das chuvas não é regular, prevalecendo as chuvas de verão-outono, que estão distribuídos entre os meses de dezembro e junho. Podem ocorrer até 11 meses secos por ano. Ocorrem anos de “seca verde”, quando chove a média anual em

um curto período de tempo e anos de seca, quando a precipitação fica abaixo da média histórica (Nogueira *et al.*, 1992).

A geomorfologia da região corresponde à superfície de aplainamento do Planalto da Borborema, conhecido como superfície dos Cariris. A litologia é predominada pelo complexo cristalino de rochas metamórficas (gnaisses, migmatitos e xistos) e magmáticas sobre terrenos sedimentares. As informações sobre a composição de nutrientes na região de estudo ainda são escassas. Segundo Graf (1988), além do tipo de vegetação e da quantidade de precipitação, as características de composição do solo em areia, barro e argila, e a declividade do terreno, influenciam diretamente nos processos de erosão e transporte de sedimento em rios e riachos. O sistema de drenagem é inteiramente adaptado às falhas e fraturas ocorridas durante os movimentos tectônicos (Nogueira *et al.*, 1992).

A principal particularidade do sistema hidrográfico da região é a predominância dos rios intermitentes (efêmeros e temporários), que secam totalmente durante os períodos de seca. Os rios correm sobre solos rasos e impermeáveis, o que dificulta o armazenamento de água subterrâneas e favorece o rápido escoamento da água proveniente das precipitações. Os rios intermitentes ocorrem desde a margem direita do rio Parnaíba, no Estado do Piauí, até o sul do Estado da Bahia (Santos, 1962). O rio Parnaíba atua como um divisor regional, com rios perenes na sua margem esquerda, sob influência do clima tropical, e rios intermitentes na sua margem direita, sob influência do clima semi-árido (Simões, 1957).

A vegetação característica é xerófita arbustiva-arbórea, caracterizada pela caatinga de Cariris e Caricata. A caatinga é caracterizada pela máxima adaptação à falta de água. É do tipo caducifólia, espinhosa, com folhas pequenas ou de lâminas subdivididas ou até mesmo sem folhas (Silva, 1993). Entre as principais espécies da região estão Cereus jamararu (mandacaru), Pilosocereus piauhiensis (facheiro), Pilosocereus gounellei (xique-xique), Bromelia laciniosa (mangabeira), Neoglaziovia variegata (coroá), Caesalpinia pyramidalis (catingueira), Mimosa sp (jurema), Prosopis juliflora (algaroba) (Rizzini & Mors, 1976; Joly, 1983; Bigarella *et al.*, 1985; Nogueira *et al.*, 1992; Silva, 1993).

3.2 Local de estudo

O estudo foi desenvolvido no município de São João do Cariri (7°24' S; 36°34' W), Estado da Paraíba. O município está localizado na microregião dos Cariris Velhos (região fisiográfica da Borborema Central), possui uma área de 1.061 km² e densidade populacional de 4,6 hab./km² (Silva, 1993). A Paraíba localiza-se dentro da faixa de ventos alísios (SE) e possui a distribuição espacial da temperatura totalmente dependente do seu relevo, com decréscimo de 0,6 °C/100 metros. A temperatura média anual é de 28 °C e a pluviosidade entre 200 e 600 mm/ano (± 50) com nebulosidade abaixo de 4/10 do céu. A umidade relativa do ar permanece em torno de 65%. Os Cariris Velhos apresentam um clima mais seco do que o restante da região, por estarem situados na diagonal seca da superfície da Borborema, região caracterizada por massas de ar fracas e irregulares.

O estudo foi realizado em uma poça permanente no riacho Avelós e em duas poças temporárias no rio Taperoá. O rio e o riacho estão localizados na sub-bacia do rio Taperoá e na bacia do rio Paraíba, região semi-árida do Brasil (Figura 1). Foram feitas 21 visitas de campo. A data e o intervalo em dias entre as visitas foi a seguinte: 18/03/99 (11) 29/03/99 (23) 21/04/99 (23) 14/05/99 (20) 03/06/99 (27) 30/06/99 (18) 18/07/99 (41) 28/08/99 (57) 23/10/99 (34) 26/11/99 (31) 27/12/99 (46) 11/02/00 (15) 26/02/00 (13) 10/03/00 (14) 24/03/00 (14) 07/04/00 (21) 28/04/00 (28) 26/05/00 (35) 30/06/00 (21) 21/07/00 (35) 25/08/00.

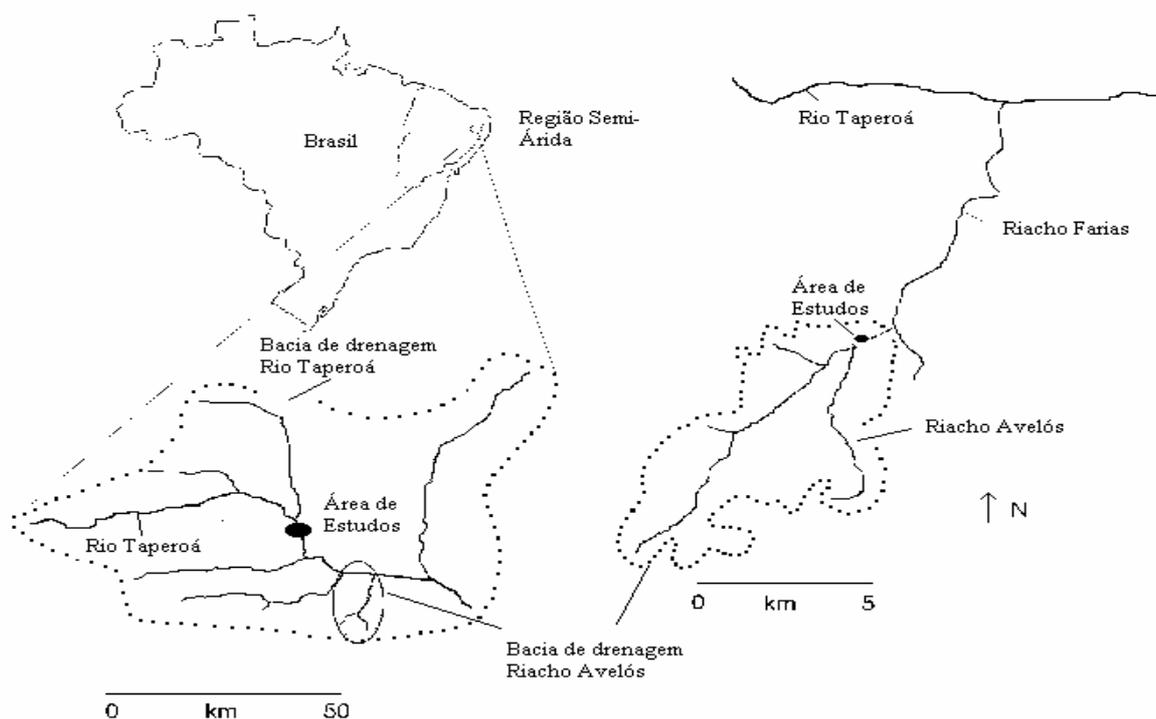


Figura 1: Localização geográfica das bacias de drenagens e áreas amostradas no riacho Avelós ($7^{\circ}28'08''$ S; $36^{\circ}31'17''$ W) e no rio Taperoá ($7^{\circ}30'$ S, $36^{\circ}10'$ W), na região semi-árida do Brasil.

3.2.1 Riacho Avelós

O riacho Avelós é de 2^a ordem (Graf, 1988), efêmero, possui cerca de 8 km de extensão, declividade média de 9,7 m/km e área de drenagem de 42 km². Nasce a 576 m acima do nível do mar, corre no sentido Norte e deságua no riacho Farias. O canal é estreito e formado por areia e pedras, com vegetação marginal rala e arbustiva. Apresenta hierarquização de primeira ordem em 80% do trecho, sendo o restante de segunda ordem.

No leito do riacho existe uma área com água superficial permanente, resultado do intercâmbio positivo de água subterrânea para a superfície. O local é único na região ($7^{\circ}28'08''$ S; $36^{\circ}31'17''$ W) e está

localizado a 14 km da cidade de São João do Cariri (PB). A área foi caracterizada como "poça fluvial permanente" pela ausência de fluxo superficial da água na fase de seca e por estar localizada no leito do rio. A poça fluvial mede 280 m de comprimento por 13 m de largura, com uma área aproximada de 3.640 m². A área total do ambiente, formada pelo espelho d'água e pelo ecótono, possui cerca de 5.300 m² e envolve a zona fluvial e parafluvial do rio. A região do ecótono é formada principalmente por afloramento de pedras e está sob efeito das cheias e da água de escoamento superficial. O substrato da poça é composto por areia, seixos e afloramento de granito. A existência desta poça com água permanente possibilita a ocorrência de macrófitas aquáticas por todo o ciclo hidrológico (IBGE, 1977; Barbosa, 1998).

3.2.2 Rio Taperoá

O rio Taperoá é de 6^a ordem (Graf, 1988), temporário, e pode permanecer com água por vários meses ao longo do ano. Nasce a 720 m acima do nível do mar, corre no sentido Leste com declividade média de 2,2 m/km e deságua na represa de Boqueirão. Tem como principais afluentes na margem esquerda os riachos Da Silva, Mucutu e o rio Soledade, e na margem direita os riachos Livramento, Jatobá, Serra Branca e Farias. Possui 133 km de extensão e bacia de drenagem de 5.664 km² (7°00' S, 37°00' W / 7°30' S, 36°10' W) (IBGE, 1977). O sedimento do rio é composto principalmente por areia, cascalho e seixos, com afloramentos de granito (Barbosa, 1998). A vegetação marginal é composta por espécies características da caatinga e algaroba. Ao longo do rio existem lagoas marginais e poças fluviais naturais, e também cacimbas e pequenos represamentos feitos pelo homem. Foram estudadas duas poças temporárias no rio Taperoá, uma localizada na margem esquerda e a outra no leito do rio. Os locais de estudo ficam a cerca de 5 km da cidade de São João do Cariri (PB).

3.2.3 Área de retenção de água

Foi acompanhado o crescimento de macrófitas aquáticas em área de retenção de água, criada durante a construção da rodovia que corta a região, e formada principalmente por escoamento superficial. A área alagada foi monitorada no ciclo hidrológico de 2000, servindo como ambiente de referência para o crescimento de macrófitas aquáticas sem a perturbação da cheia.

3.3 Determinação da biomassa de macrófitas aquáticas

A variação da biomassa das macrófitas aquáticas foi determinada pela técnica dos quadrados (Downing & Anderson, 1985; Nogueira & Esteves, 1990; Menezes *et al.*, 1993; Gantes & Tur, 1995). As amostragens foram feitas através de dez transectos perpendiculares às margens (Chambers & Prepas, 1990; Henry *et al.*, 1994), separados a distância máxima de dez metros (Nilsson, 1987) ao longo da região anterior até a região posterior das poças. Em cada transecto foram amostrados cinco pontos ao acaso através de números aleatórios (Bilby, 1977; Ham *et al.*, 1981; Nilsson, 1987; Kautsky, 1988; Titus, 1993; Dudley & Grimm, 1994), totalizando 50 amostras a cada visita.

Foram coletadas todas as plantas acima da superfície da água em um quadrado de 25 x 25 cm (Howard-Williams, 1975), colocadas em sacos plásticos e mantidas sob refrigeração. O material foi levado para o laboratório, lavado com água corrente, drenado por 15 min., triado por táxon e colocado em estufa a 60 °C durante 72 h, ou até atingir o seu peso seco, o qual foi expresso em gPS/m² (Esteves, 1988; Mazzeo *et al.*, 1993; Reis & Barbosa, 1993; Camargo & Florentino, 2000). A existência de diferenças significativas na biomassa média de macrófitas aquáticas, entre visitas consecutivas, foram testadas através de Teste-*t* (Anderson & Kalff, 1986).

A resistência das plantas foi determinada pela quantidade de biomassa restante após eventos de perturbação (cheia e seca) e o potencial de

resiliência pela variação da produtividade e biomassa máxima desenvolvida pelas plantas após o início da recolonização. A produtividade das plantas foi determinada pelo cálculo da diferença dos valores de biomassa média entre amostras consecutivas, pelo número de dias entre as amostras, expressa em $\text{gPS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Neiff, 1990; Mazzeo *et al.*, 1993; Pastore *et al.*, 1995). A riqueza foi estabelecida como o número de espécies existentes no ambiente em cada visita. As espécies foram identificadas pela Prof^a. Dr^a. Maria Regina Barbosa (UFPB), e estão depositadas na coleção de Botânica do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba.

3.4 Experimento de decomposição de macrófitas aquáticas

Foi realizado um experimento para se determinar o tempo de decomposição no ambiente de ocorrência das espécies de macrófitas aquáticas encontradas durante o estudo. As plantas foram coletadas, lavadas e colocadas em sacos plástico. No laboratório as plantas foram lavadas novamente em água corrente e destilada, e secas em estufa a 60 °C por 48h (Bianchini-Júnior & Toledo, 1996). Posteriormente cada espécie foi separada em parcelas de 15g e colocada em sacos de malha 1 mm, pesados previamente e numerados. Foram feitas três réplicas por espécie. Os sacos foram lacrados, amarrados com linha de náilon e colocados no leito seco das poças, mantendo-se a condições de temperatura e umidade do ambiente durante o experimento (Cortes *et al.*, 1995). Três sacos foram coletados e pesados em balança de precisão, na seguinte escala temporal em dias: 1, 3, 5, 10, 17, 24, 36, 50, 85 e 162. A perda de biomassa (g.) de cada espécie foi determinada pela diferença do peso de cada saco em datas consecutivas.

3.5 Determinação de variáveis físicas e químicas da água superficial e hiporreica

As medidas de temperatura, condutividade e pH foram obtidas “in situ” antes da coleta da água (Holmes *et al.*, 1996). A temperatura do ar, da água superficial e da água hiporreica foram tomadas com termômetro de mercúrio (-10 °C a 100 °C). A condutividade foi medida através de condutivímetro-TST Testr 3TM (0 a 1990 $\mu\text{mS/cm}$) e o pH através de aparelho portátil Omega CDH-2x. A precipitação foi registrada na Estação de Hidrologia da Universidade Federal de Paraíba, localizada no município de São João do Cariri.

Foram determinadas as concentrações de nitrato ($\mu\text{g/l}$), ortofosfato ($\mu\text{g/l}$) e material em suspensão (g/l). A escolha do nitrato ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) se deve a sua importância na produção primária (Bretschko & Leitchfried 1987) e do íon ortofosfato (PO_4^{-3}) por ser considerado a forma de fósforo disponível para absorção (uptake) autotrófica (Grimm & Fisher, 1986; House *et al.*, 1995b). A água superficial e a água hiporreica para análise de nutrientes foram coletadas em tréplicas ao acaso, em cada um dos três ambientes estudados, totalizando 18 amostras por visita. As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno (500 ml) pré-lavadas em HCL (10%) e água destilada (Stanley & Boulton, 1995; Maltchik *et al.*, 1997; Fraser & Williams, 1998). A água superficial foi coletada no centro da coluna d'água e a hiporreica em uma cavidade de 15 cm de profundidade localizada a um metro (1,0 m) da margem (Holmes *et al.*, 1996).

As amostras foram transportadas para laboratório em caixas térmicas com gelo, filtradas (Whatman® GF/F 0.7 μm) em filtros previamente pesados (House *et al.*, 1995a) e mantidas sob refrigeração (4 °C) até a análise (Jones *et al.*, 1995a,c; Hendricks & White, 1995; Holmes *et al.*, 1996). O nitrato foi determinado pelo método do salicilato de sódio (Rodier, 1975) e o ortofosfato pelo método de Mackereth *et al.* (1978)¹. A leitura do nitrato e do fósforo foi feita em espectrofotômetro. A equação da reta estabelecida na regressão linear entre a absorbância medida e a concentração de nutrientes, para o nitrato foi $x = y - 0,0266/0,005$ ($r^2 = 0,9990$) e para o ortofosfato foi $x = y - 0,003/0,0002$ ($r^2 = 0,9995$).

¹ Ver descrição em Apêndice, pág. 103.

A matéria particulada em suspensão na água foi obtida após filtragem de 70 ml das amostras de água superficial e hiporreica em filtros previamente pesados. Após a filtragem, os filtros foram secos em estufa a 55 °C (24 h), colocados em dessecador e pesados em balança de precisão 0,001 g (Gurtz *et al.*, 1980; Golladay *et al.*, 1987). A quantidade de matéria particulada foi obtida pela diferença do peso do filtro com o peso total da amostra.

3.6 Determinação das variáveis físicas e químicas do sedimento hiporreico e parafluvial

As amostras de sedimento foram coletadas em áreas livres de macrófitas e algas filamentosas (House *et al.*, 1995a). Os sedimentos fluvial e parafluvial foram amostrados em tréplicas ao acaso em cada um dos três ambientes estudados, totalizando 18 amostras por visita. A amostragem fluvial foi feita no centro da poça e a parafluvial a 1 m da margem, entre 2-15 cm de profundidade (Jones *et al.*, 1995b). As amostras foram colocadas em sacos plásticos e transportadas ao laboratório em caixas de isopor com gelo. No laboratório foram drenadas e mantidas em refrigeração até análise (Jones, 1995). O sedimento foi seco em estufa a 45 °C (48 h) e pesado em balança de precisão (0,01 g).

A matéria orgânica dos sedimentos foi determinada pela ignição, em mufla a 550 °C (1 h), de 15 g de cada amostra em cadinhos previamente pesados. Após a queima, as amostras foram colocadas em dessecador (24 h) e pesadas para estabelecer o peso seco livre de cinzas. O conteúdo de MO (%) foi calculado pela diferença do peso dos cadinhos antes e depois da queima (Gagnier & Bailey, 1994; Maridet *et al.*, 1995; House *et al.*, 1995b). Para análise do nitrato e do ortofosfato dos sedimentos, foram colocadas 160 g de peso seco de cada amostra em Erlenmeyer com 100 ml de água destilada, e encubadas por 24 h no escuro, obtendo-se medidas de µg/l dos nutrientes contidos nos sedimentos (Holmes *et al.*, 1994). As análises do nitrato e ortofosfato foram feitas de acordo com os métodos utilizados nas análises da

água superficial e hiporreica, descritas no item 3.5. As diferenças significativas entre as médias dos valores de nutrientes, material em suspensão e matéria orgânica determinadas das amostras da água superficial e hiporreica, e dos sedimentos fluvial e parafluvial, foram estabelecidas com a realização do teste- t ($t=d/sd$; $\alpha=5\%$) (Jones, 1995; Stanley & Boulton, 1995; Fraser & Williams, 1998).

3.7 Determinação do nível da água e espessura do sedimento

As variações no nível da água e na espessura do sedimento (valores positivos ou incremento, resultantes da deposição de sedimento e valores negativos ou decréscimo, resultantes da erosão) foram determinadas através de medidas realizadas em três transectos fixos, colocados de forma transversal nas margens do rio e do riacho. Para cada transecto foram colocadas duas estacas permanentes, sendo uma em cada margem. Em cada visita as estacas foram unidas por uma linha de nivelamento presa no mesmo ponto da estaca. As variações na profundidade de água e na espessura do sedimento foram obtidas através da medida entre as distâncias do substrato e do nível da água, com a linha de nivelamento. A primeira medida entre a linha de nivelamento e o substrato foi estabelecida como sendo zero, e as medidas subseqüentes foram determinadas como variações positivas ou negativas, refletindo aumentos ou diminuições da espessura do sedimento. As medidas do nível da água ($n=30$) e da espessura do sedimento ($n=30$) foram feitas com régua graduada (cm), a cada um metro da linha de nivelamento (Titus, 1993; Beltrán, 1994; Pedro & Maltchik, 1998). As diferenças significativas entre as médias foram determinadas através da aplicação de Teste- t ($t= d/sd$) ($p < 0,05$; $\alpha = 5\%$). A relação entre as variáveis amostradas foi determinada pela aplicação do Coeficiente de Correlação Linear de Pearson ($r \geq 0,7$; $r = \frac{n \cdot \sum xy - \sum x \cdot \sum y}{\sqrt{\{n \cdot \sum x^2 - (\sum x)^2\} \cdot \{n \cdot \sum y^2 - (\sum y)^2\}}}$). Medidas de largura e comprimento das poças foram feitas com trena (m) entre as maiores extremidades das poças. A área da poça foi determinada pelo desenho, em papel milimetrado, da morfologia em escala proporcional ao

ambiente. A velocidade da água foi determinada pela média de cinco medidas do tempo que uma laranja leva para percorrer três metros no centro do rio (Bilby, 1977). A vazão foi estimada pelo produto da largura, profundidade e velocidade da água (Graf, 1988).

4. RESULTADOS

As visitas de campo foram feitas de acordo com o regime hidrológico da região, com início do período de chuvas de cada ano. Foram realizadas 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. A precipitação total foi de 1074,1 mm, sendo 17,3% no ciclo hidrológico de 1999 e 82,6% em 2000 (Figura 2). As precipitações ocorreram de forma pontual, o que provocou reinundações em diferentes graus de frequência, intensidade e duração nos ambientes estudados. As fases hidrológicas de cheia e de seca foram determinantes para a formação e dinâmica da poças permanente, temporárias e área de alagamento.

Não ocorreram correlações significativas (Pearson $r \geq 0,7$) entre os resultados de biomassa, concentrações de nutrientes e nível da água e espessura do sedimento, uma vez que ambientes onde ocorrem flutuações, as relações (correlação) entre diversos fatores são difíceis de serem determinadas. Os resultados referem-se às variações provocadas pelas perturbações hidrológicas em macrófitas aquáticas, na dinâmica de nutrientes e na variação do nível da água e espessura do sedimento.

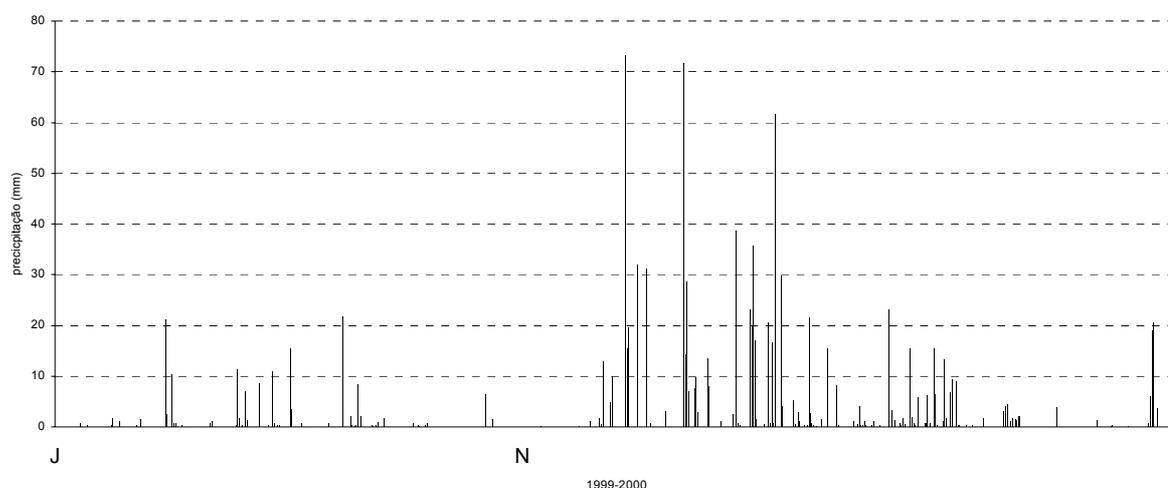


Figura 2: Precipitação diária (mm) registrada na estação de hidrologia do município de São João do Cariri, Paraíba, Brasil, durante os anos de 1999 e 2000.

4.1 Macrófitas aquáticas

A totalidade de espécies de macrófitas aquáticas nos ambientes estudados foi composta de nove espécies: Echinodorus macrophyllus Kunth (Alismataceae); Eleocharis interstincta Vahl (Cyperaceae); Eleocharis sp (Cyperaceae); Elodea sp (Hydrocharitaceae); Heteranthera limosa Swfwildd (Pontederiaceae); Hydrocleys nymphoides Willd (Butomaceae); Najas marina Willd (Najadaceae); Najas sp (Najadaceae); Nymphaea lingulata Wiersema (Nymphaeaceae).

4.1.1 Biomassa de macrófitas aquáticas na poça permanente do riacho Avelós

A poça permanente sofreu duas reinundações, uma no ciclo hidrológico de 1999 (14/3) e outra no ciclo de 2000 (20/2). Foram do tipo "cheia-rápida" e o fluxo superficial de água se encerrou rapidamente após os eventos. Ocorreram os períodos hidrológicos de inundação, cheia e vazante. Não ocorreu a fase de seca. A comunidade de macrófitas aquáticas foi composta de duas espécies de ambientes distintos, Najas marina com grande ocorrência na região fluvial, distribuída em estandes em toda a poça e Eleocharis interstincta, de ocorrência escassa e limitada à região parafluvial.

A biomassa média mínima de Najas marina ($62,3 \text{ g/m}^2 \pm 78$) e a produtividade média ($2,4 \text{ gPS/m}^2/\text{dia} \pm 2,8$) sofreram alterações acentuadas ao longo das fases hidrológicas da poça. No ciclo de 1999 a espécie apresentou resistência, com manutenção de biomassa após a cheia, e alta resiliência, com produtividade e acúmulo de biomassa após a recolonização. A recolonização de Najas marina foi registrada 38 dias (21/4) após a inundação. A biomassa teve aumentos significativos ($n=2$, $p<0,047$) na fase de cheia da poça (18/3 - 14/4), com acréscimo de 443% e produtividade média de $5,55 \text{ gPS/m}^2/\text{dia} (\pm$

2,9). No período de vazante (3/6-11/2/2000) ocorreram quedas significativas da biomassa ($n=4$, $p<0,025$), com perda de 89,2% (Figura 3).

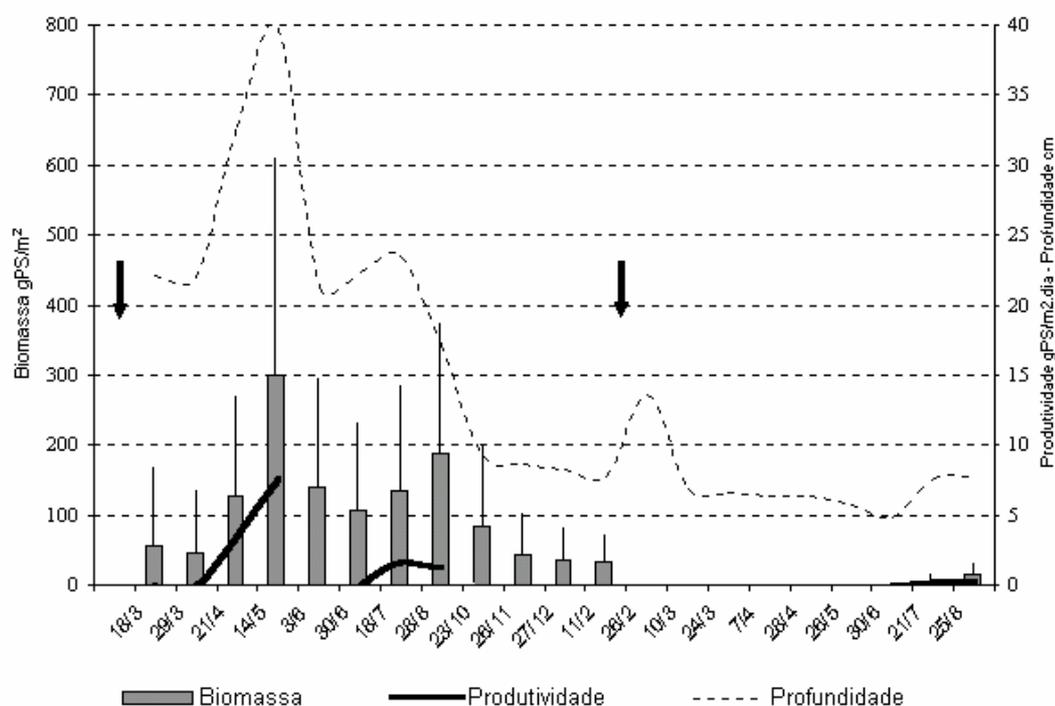


Figura 3: Biomassa média, desvio-padrão, produtividade da macrófita aquática *Najas marina* e profundidade da poça permanente do riacho Avelós (7°28'08"S; 36°31'17"W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a ocorrência de cheias.

Nos ciclos de 1999 e 2000, *Najas marina* apresentou baixa resistência à seca e à cheia, com queda da biomassa na fase de seca, entre 23/10/2000 e 11/02/2000, e perda total de biomassa amostrada ($p<0,001$) após a cheia do ciclo de 2000. A recolonização ocorreu 152 dias após o evento, com aumentos significativos da biomassa ($n=2$, $p<0,010$) e produtividade média de 0,25 gPS/m²/dia ($\pm 0,1$). A espécie apresentou baixo potencial de resiliência, com baixa produtividade e acúmulo de biomassa. A recolonização seguiu o padrão de ocupação das margens para o centro da poça. A decomposição de *Najas marina*, simulada em experimentos, mostrou quedas significativas da biomassa ($n=3$, $p<0,043$), com diminuição de 12,79% do peso seco em 162 dias. A espécie *Eleocharis interstincta* teve menos quedas

significativas ($n= 2$, $p<0,011$), e diminuição de 9,73% do peso seco (Tabela 1).

Tabela 1: Decomposição (gPS) de nove espécies de macrófitas aquáticas encontradas nas poças permanentes e temporárias do riacho Avelós, rio Taperoá e área de retenção de água, durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. Os asteriscos (*) indicam queda significativa (Teste-t, $p<0,05$) em relação ao valor anterior.

Espécie / Dia	0	1	3	5	10	17	24	36	50	85	162
<u>Echinodorus macrophyllus</u>	15,0	14,97	14,88	14,84	14,78	14,68	14,63	14,48	14,12*	13,95*	13,82*
<u>Eleocharis interstincta</u>	15,0	14,90	14,85	14,82	14,74	14,69	14,64	14,58	13,92*	13,73	13,54*
<u>Eleocharis sp</u>	15,0	14,72	14,59	14,38	14,29	14,17	14,09	14,01*	13,35	13,21	12,89
<u>Elodea sp</u>	15,0	14,90	14,67	14,50	13,64	13,69	13,34	13,00	12,93	12,75*	12,71*
<u>Heteranthera limosa</u>	15,0	14,95	14,78	14,63*	14,55	14,49	14,42	14,35*	13,58	13,40*	12,99*
<u>Hydrocleys nymphoides</u>	15,0	14,76*	14,65	14,18	14,11	13,97	13,89	13,54	12,64	12,47*	12,55*
<u>Najas marina</u>	15,0	14,93	14,89	14,80	14,75*	14,68	14,64	14,56	13,67*	13,28	13,08*
<u>Najas sp</u>	15,0	14,85	14,75*	14,35	14,22	14,07	14,01	13,83	12,11*	11,92*	11,76*
<u>Nymphaea lingulata</u>	15,0	14,77	14,67	14,55	14,51	14,45*	14,40	14,37*	12,92*	12,59	12,51

4.1.2 Biomassa de macrófitas aquáticas na poça temporária na margem do rio Taperoá:

Ocorreram três inundações no rio Taperoá (29/3-21/4; 3/6-28/8/1999; 7/4-26/5/2000). Foram duas cheias de curta duração (22 dias) no ciclo de 1999 (14/3 e 12/5) e uma cheia de longa duração (47 dias) no ciclo de 2000 (20/2). Com a interrupção do fluxo superficial contínuo da água, teve início a fase de vazante, com a formação de poças temporárias nas margens e no leito do rio. A poça temporária na margem foi formada nas três inundações do rio. A poça na margem apresentou, em média, área de 77,0 m² (± 59), nível da água de 33,9 cm ($\pm 10,9$) e espessura do sedimento de 7,3 cm ($\pm 9,6$). A comunidade de macrófitas aquáticas foi composta pelas espécies Najas sp, dominante, com desenvolvimento fluvial nas margens da poça, e Echinodorus macrophyllus representada por um único exemplar na região parafluvial da poça, cuja biomassa não foi amostrada. A biomassa média mínima de Najas sp (64,7 gPS/m² ± 53) e a produtividade média mínima (2,2 gPS/m²/dia) tiveram variações acentuadas durante o estudo (Figura 4).

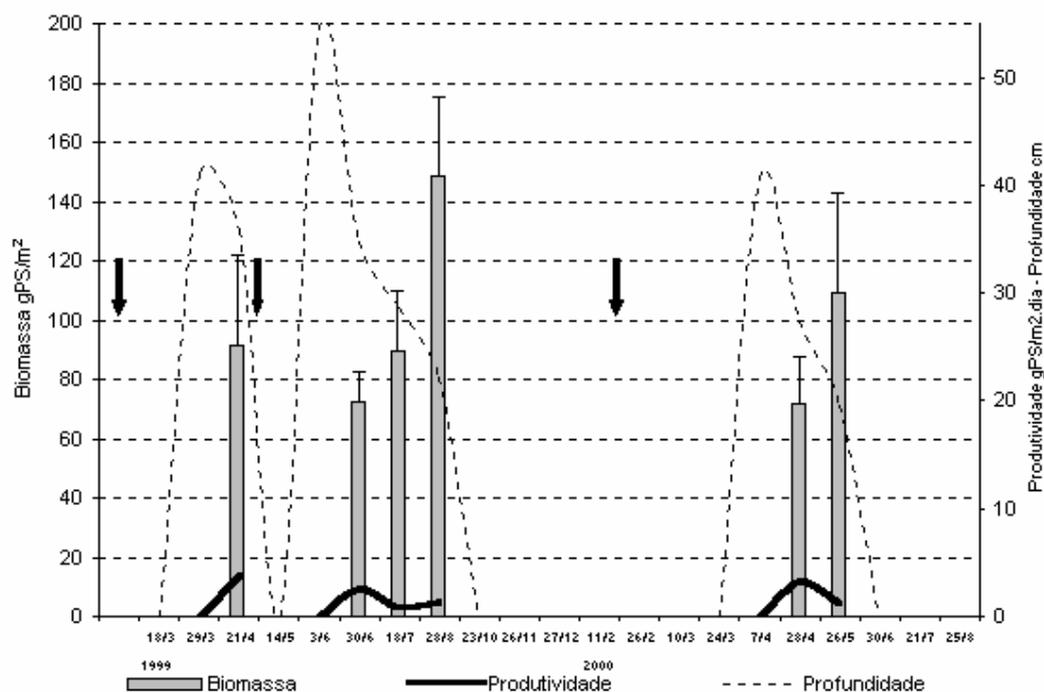


Figura 4: Biomassa média, desvio-padrão e produtividade da macrófita aquática *Najas* sp e profundidade da poça temporária marginal do rio Taperoá (7°00' S, 37°00' W; 7°30' S, 36°10' W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a ocorrência de cheias.

A colonização teve início entre 38 e 68 dias após as reinundações. A resiliência foi acentuada no início dos três períodos de vazante (21/4; 30/6/1999; 28/4/2000), com produtividade média de 3,3 gPS/m²/dia ($\pm 0,7$). Durante as fases de vazante a macrófita apresentou acréscimo de até 65% na biomassa e produtividade média de 1,2 gPS/m²/dia ($\pm 0,3$).

Na fase de seca *Najas* sp apresentou baixa resistência e teve perda total de biomassa amostrada. A espécie *Echinodorus macrophyllus* apresentou manutenção de rizomas no solo e perda total da parte aérea. A espécie *Najas* sp apresentou a maior perda da biomassa por decomposição (n=4, p<0,023), com perda de 21,6% de peso seco em 162 dias. A espécie *Echinodorus macrophyllus* apresentou a menor perda de biomassa (n=3, p<0,020), com queda de 7,9% de peso seco (Tabela 1).

4.1.3 Biomassa de macrófitas aquáticas na poça temporária no leito do rio Taperoá

A poça temporária foi formada somente após a segunda inundação do rio, no ciclo de 1999 (3/6-28/8). A poça no leito teve área de 465 m² (\pm 680), nível da água de 20,5 cm (\pm 8,2) e espessura do sedimento de 3,0 cm (\pm 2,6). O leito foi composto por areia e pequenas pedras. A poça foi colonizada apenas pela macrófita aquática *Najas* sp 67 dias após a inundação. A colonização ocorreu nas margens da poça. A biomassa média mínima da espécie (35,1 gPS/m² \pm 51) teve aumento significativo ($p < 0,001$), com acréscimo de 232% em 41 dias e produtividade 1,8 gPS/m²/dia. Durante a fase de seca a macrófita aquática apresentou perda total da biomassa (Figura 5).

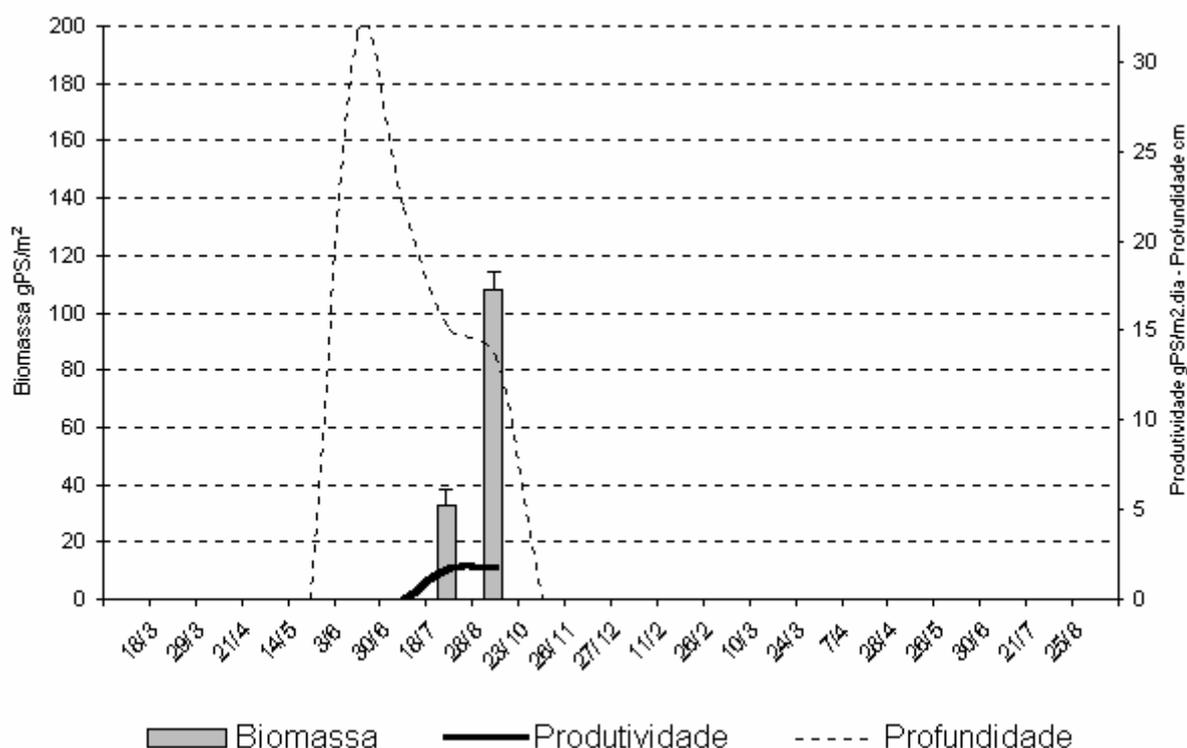


Figura 5: Biomassa média, desvio-padrão e produtividade da macrófita aquática *Najas* sp e profundidade da poça temporária no leito do rio Taperoá (7o00' S, 37o00' W; 7o30' S, 36o10' W) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a ocorrência de cheias.

4.1.4 Ocorrência de macrófitas aquáticas na área de retenção de água

No ciclo hidrológico de 2000 ocorreu a formação de uma área de alagamento, provocada principalmente pela retenção da água de escoamento da chuva. A área permaneceu inundada por 131 dias. Apresentou área média de 2.680 m² (\pm 1016) e nível médio da água de 10,8 cm (\pm 7,6). Foram registradas oito espécies de macrófitas aquáticas no ambiente 96 dias após a inundação: Echinodorus macrophyllus; Eleocharis interstincta; Eleocharis sp; Eloдея sp; Heteranthera limosa; Hydrocleys nymphoides; Najas sp; Nymphaea lingulata. As espécies apresentaram decomposição diferenciada durante experimento de 162 dias, com perdas variando entre 7,90 % e 21,61 % do peso seco inicial, em 162 dias (Tabela 1).

4.2 Dinâmica de nutrientes

4.2.1 Dinâmica de nutrientes na poça permanente do riacho Avelós

Durante o estudo o riacho Avelós apresentou as fases hidrológicas de cheia e de seca, com períodos de inundação e vazante. Ocorreram duas cheias rápidas ao longo dos ciclos de 1999 (14/3) e 2000 (20/2). O riacho é efêmero, e não apresentou fluxo de água superficial após as reinundações. No local de estudo a temperatura do ar variou entre 24°C e 34°C. A água superficial apresentou temperatura de 28,3°C (\pm 2,2) e pH de 9,1 (\pm 0,2), e a água hiporreica temperatura de 27,8°C (\pm 2,2) e pH de 8,7 (\pm 0,1). Ocorreram variações significativas nas concentrações dos nutrientes analisados.

A tendência de variação nas concentrações apresentado na água superficial e hiporreica, e nos sedimentos fluvial e parafluvial após os eventos de inundação foi de aumento dos valores do material em suspensão, matéria orgânica, ortofosfato e nitrato, e queda nos valores de salinidade e

condutividade. Posteriormente, o padrão sofre inversão, com queda nos valores de nutrientes e material em suspensão, e aumento da salinidade e condutividade.

Nas amostras de água superficial realizadas após as cheias de 1999 (18/3) e 2000 (26/2) registrou-se diminuição nos valores de salinidade e condutividade, e aumentos significativos (Teste-*t* $p < 0,05$) dos teores de material em suspensão ($p = 0,029$), ortofosfato ($p = 0,0004$) e nitrato ($p = 0,001$). Nas amostras de água hiporreica foram observados valores menores na salinidade e na condutividade, e aumento da concentração de material em suspensão ($p = 0,011$), ortofosfato ($p = 0,0002$) e nitrato ($p = 0,0003$). No sedimento fluvial, ocorreram aumentos nas concentrações de matéria orgânica ($n = 2$ $p < 0,032$), ortofosfato ($p = 0,039$) e nitrato ($p = 0,046$), e no sedimento parafluvial aumento nas concentrações de matéria orgânica ($n = 2$ $p < 0,040$), ortofosfato ($p = 0,001$) e nitrato ($p = 0,001$) (Tabela 2).

Tabela 2: Visitas ao campo e frequência de cheias da poça permanente do riacho Avelós (7°28'08" S; 36°31'17" W) durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores absolutos de profundidade (cm), salinidade (‰) e condutividade (µmS), e valores médios do material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato (µg/l) e nitrato (µg/l) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste-*t*; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).

Ciclo Hidrológico	1999															2000											
Data das visitas	18/3	29/3	21/4	14/5	3/6	30/6	18/7	28/8	23/10	26/11	27/12	11/2	26/2	10/3	24/3	7/4	28/4	26/5	30/6	21/7	25/8						
Visita ao campo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21						
Dias entre as visitas	-	11	23	23	20	27	18	41	57	34	31	46	15	13	14	14	21	28	35	21	35						
Sequência de cheias	1																2										
Dias após a cheia	4	15	38	61	81	108	126	167	224	258	289	335	6	19	33	47	68	96	131	152	187						
Profundidade	22,1	22,0	32,8*	39,8*	21,2*	22,3	23,5	17,2*	9,3*	8,6*	8,3*	7,7*	13,6*	6,8*	6,6	6,4	6,3	5,7	4,8*	7,6	7,8						
<i>Água Superficial</i>																											
Salinidade	2	4	4	6	6	6	6	6	6	6	6	8	2	4	4	6	6	6	8	8	8						
Condutividade	1930	4950	4880	4260	3830	4210	3870	4100	5260	4420	6100	4500	1840	5560	4700	3960	4010	3980	4800	5200	4970						
Material Suspensão	0,5	0,1*	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,9*	0,3*	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2						
Ortofosfato	637	182*	130*	158	198	158*	152	158	165	155	145	130	882*	575*	210*	153*	145	100*	102	110	113						
Nitrato	95	59*	52	46	49	45	22*	20	16	19	16	15	141*	80*	72	39*	32	33	33	31	32						
<i>Água Hiporreica</i>																											
Salinidade	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	6	2	4	4	4	4	4	6	6	6						
Condutividade	2500	5650	7200	5740	5040	4850	4870	4930	6670	5310	5930	5410	2150	7520	5290	4200	4540	5100	4720	6930	5900						
Material Suspensão	10,1	7,9*	4,7	4,6	4,6	5,1	5,7	5,1	5,4	5,6	5,2	4,9	22,6*	8,8*	4,0*	4,1	3,8	3,5	3,4	3,2	3,1						
Ortofosfato	580	398*	273*	267	253	242	225	150*	120	103	128	105	918*	257*	242	250	162*	108*	118	90	88						
Nitrato	111	84*	73	67	62	65	61	59	60	55	50	53	125*	107*	86*	83	77	72	70	62	63						
<i>Sedimento Fluvial</i>																											
Matéria orgânica	1,4	1,2	2,6*	2,4	2,4	1,5	2,5	1,7	1,5	1,8	1,2	1,1	9,4*	4,0*	3,9	3,1	3,0	2,5	1,9	2,4	1,6						
Ortofosfato	465	420	377	380	357*	338	387	368	373	364	372	385	523*	460*	422*	402	378	348	367	385	378						
Nitrato	15	10	11	12	10	9	11	9*	8	10	8	8	21*	11	10	10	8*	5	3	4	4						
<i>Sedimento Parafluvial</i>																											
Matéria orgânica	4,8	2,1	6,5*	6,1	2,4*	2,2	2,1	2,9	3,1	2,8	2,5	2,3	14,3*	7,1*	4,0*	3,8	3,6	3,3	3,1	2,9	2,1						
Ortofosfato	548	460*	445*	432	390*	388	365*	347	323	342	345	363	618*	418*	435	410*	407	370*	365	385	380						
Nitrato	39	26*	17*	10*	9	9	6*	5	6	5	5	5	55*	14*	12	10	9	7	8	10	9						

Após 15 dias da cheia de 1999 (29/3), a tendência crescente nas concentrações de nutrientes sofreu inversão. A água superficial teve aumento na salinidade e na condutividade, e diminuição de matéria em suspensão ($p=0,045$), ortofosfato ($p=0,012$) e nitrato ($p=0,032$). A água hiporreica apresentou a mesma variação, com aumento na salinidade e na condutividade, e quedas no material em suspensão ($p=0,021$), ortofosfato ($p=0,029$) e nitrato ($p=0,013$). O sedimento fluvial não apresentou alterações significativas nas concentrações, e o sedimento parafluvial apresentou queda no ortofosfato ($p=0,013$) e no nitrato ($p=0,003$).

No ciclo de 2000 os resultados foram semelhantes. Passados 19 dias da cheia (10/3), a água superficial teve aumento na salinidade e condutividade, e queda no material em suspensão ($p=0,024$), ortofosfato ($p=0,003$) e nitrato ($p=0,003$). A água hiporreica teve a mesma variação, com aumento na salinidade e condutividade, e queda no material em suspensão ($p=0,030$), no ortofosfato ($p=0,001$) e no nitrato ($p=0,011$). No sedimento fluvial ocorreu queda nas concentrações de matéria orgânica ($p=0,040$) e ortofosfato ($n=1$ $p=0,013$). No sedimento parafluvial ocorreram quedas na matéria orgânica ($p=0,033$), ortofosfato ($p=0,001$) e nitrato ($n=1$ $p=0,007$).

4.2.2 Dinâmica de nutrientes no rio Taperoá

O rio Taperoá apresentou as fases hidrológicas da cheia e da seca, com períodos de inundação e de vazante. Ocorreram duas reinundações no ciclo hidrológico de 1999 (14/3 e 12/5) e uma no ciclo de 2000 (20/2), com variações significativas nas variáveis analisadas. A temperatura média do ar durante as visitas foi de $30,6^{\circ}\text{C}$ ($\pm 1,8$). A água superficial apresentou temperatura de $26,8^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,6$) e pH de $8,7$ ($\pm 0,2$). A água hiporreica teve temperatura de $27,7^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,7$) e pH de $8,7$ ($\pm 0,1$). A salinidade da água superficial e hiporreica não foi detectada.

Durante a fase de cheia do rio em 2000 a água superficial teve quedas significativas (Teste- t $p<0,05$) nas concentrações de material em suspensão ($n=2$ $p<0,004$). O sedimento fluvial teve queda significativa nas

concentrações de matéria orgânica ($p=0,027$), ortofosfato ($p=0,004$) e nitrato ($p=0,007$), e o sedimento parafluvial apresentou quedas no ortofosfato ($p=0,003$) e nitrato ($p=0,010$). A fase vazante do rio teve início com a interrupção do fluxo contínuo da água superficial. Foram duas fases vazante no ciclo de 1999 (29/3 e 03/6) e uma no ciclo de 2000 (07/4). Nesta fase ocorreu formação de poças no leito e na margem do rio (Tabela 3).

Tabela 3: Visitas ao campo e frequência de cheias do rio Taperoá ($7^{\circ}30' S$; $36^{\circ}10' W$), durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores absolutos de profundidade (cm), condutividade ($\mu S/cm$), e os valores médios de material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato ($\mu g/l$) e nitrato ($\mu g/l$) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial na fase hidrológica da cheia. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste- t ; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).

Ciclo Hidrológico	1999											2000										
	18/3	29/3	21/4	14/5	3/6	30/6	18/7	28/8	23/10	26/11	27/12	11/2	26/2	10/3	24/3	7/4	28/4	26/5	30/6	21/7	25/8	
Dias entre as visitas	-	11	23	23	20	27	18	41	57	34	31	46	15	13	14	14	21	28	35	21	35	
Sequência de cheias	1			2									3									
Dias após a cheia	4	15	38	2	22	49	67	108	165	199	230	276	6	19	33	47	68	96	131	152	187	
Profundidade	49,2	-	-	55,3	-	-	-	-	-	-	-	-	60,8	50,2*	41*	-	-	-	-	-	-	
<i>Água Superficial</i>																						
Condutividade	650	-	-	710	-	-	-	-	-	-	-	-	950	930	860	-	-	-	-	-	-	
Material Suspensão	0,3	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	0,3*	0,1*	-	-	-	-	-	-	
Ortofosfato	830	-	-	873	-	-	-	-	-	-	-	-	817	790	763	-	-	-	-	-	-	
Nitrato	21	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	36	28	30	-	-	-	-	-	-	
<i>Água Hiporreica</i>																						
Condutividade	320	-	-	380	-	-	-	-	-	-	-	-	900	910	920	-	-	-	-	-	-	
Material Suspensão	1,1	-	-	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7	1,1	1,4	-	-	-	-	-	-	
Ortofosfato	237	-	-	230	-	-	-	-	-	-	-	-	407	337	380	-	-	-	-	-	-	
Nitrato	19,5	-	-	16,3	-	-	-	-	-	-	-	-	20,4	16,4	20,2	-	-	-	-	-	-	
<i>Sedimento Fluvial</i>																						
Matéria orgânica	0,73	-	-	1,01	-	-	-	-	-	-	-	-	1,95	0,55*	0,30	-	-	-	-	-	-	
Ortofosfato	397	-	-	388	-	-	-	-	-	-	-	-	440	413*	398	-	-	-	-	-	-	
Nitrato	32,2	-	-	15,1	-	-	-	-	-	-	-	-	20,5	14,8*	15,2	-	-	-	-	-	-	
<i>Sedimento Parafluvial</i>																						
Matéria orgânica	0,97	-	-	1,21	-	-	-	-	-	-	-	-	0,45	0,40	0,41	-	-	-	-	-	-	
Ortofosfato	448	-	-	430	-	-	-	-	-	-	-	-	490	387*	373	-	-	-	-	-	-	
Nitrato	62,5	-	-	44,3	-	-	-	-	-	-	-	-	26,9	15,9*	14,5	-	-	-	-	-	-	

4.2.3 Dinâmica de nutrientes na poça temporária na margem do rio Taperoá:

A poça foi formada em uma área de pedras na margem esquerda do rio, e teve duas reinundações no ciclo hidrológico de 1999 e uma em 2000. A temperatura do ar durante as visitas de campo foi de $30,8^{\circ}C (\pm 2,2)$. A água

superficial apresentou temperatura de 29,9°C ($\pm 2,0$) e pH de 9,0 ($\pm 0,2$), e a água hiporreica temperatura de 29,2°C ($\pm 1,2$) e pH 8,9 ($\pm 0,2$). A salinidade na água superficial e hiporreica foi zero.

Na primeira fase de vazante do ciclo de 1999 (29/3-21/4), a água superficial teve queda significativa (Teste-*t* $p < 0,05$) nos valores de ortofosfato ($p = 0,010$). O sedimento fluvial teve aumento no ortofosfato ($p = 0,010$) e o sedimento parafluvial queda no nitrato ($p = 0,007$). A água hiporreica não sofreu variações. Na segunda fase de vazante de 1999 (3/6-28/8) a água hiporreica teve queda no nitrato ($p = 0,025$) e no ortofosfato ($p = 0,032$). O sedimento fluvial teve aumento no ortofosfato ($p = 0,002$) e queda no nitrato ($p = 0,004$). O sedimento parafluvial teve aumento na matéria orgânica ($p = 0,030$) e queda no ortofosfato ($p = 0,008$). A água superficial não sofreu variações significativas. Na fase vazante de 2000 (7/4 - 26/5) ocorreu queda da concentração de ortofosfato na água superficial ($p = 0,004$), no sedimento fluvial ($p = 0,038$) e no sedimento parafluvial ($p = 0,015$) (Tabela 4).

Tabela 4: Data das visitas na poça na margem do rio Taperoá durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. São mostrados os valores de profundidade (cm), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), e as médias dos valores de material em suspensão (g/l), matéria orgânica (%), ortofosfato ($\mu\text{g}/\text{l}$) e nitrato ($\mu\text{g}/\text{l}$) da água superficial e hiporreica, e do sedimento fluvial e parafluvial. Os valores marcados com (*) diferem significativamente do valor anterior (Teste-*t*; $p < 0,05$, $\alpha = 5\%$).

Ciclo Hidrológico	1999										2000										
Data das visitas	18/3	29/3	21/4	14/5	3/6	30/6	18/7	28/8	23/10	26/11	27/12	11/2	26/2	10/3	24/3	7/4	28/4	26/5	30/6	21/7	25/8
Dias entre as visitas	-	11	23	23	20	27	18	41	57	34	31	46	15	13	14	14	21	28	35	21	35
Fluxo da água	rio	poça	poça	rio	poça	Poça	poça	poça	Seco	seco	seco	seco	rio	rio	rio	poça	poça	poça	seco	seco	seco
Sequência de cheias	1		2										3								
Dias após a cheia	4	15	38	2	22	49	67	108	165	199	230	276	6	19	33	47	68	96	131	152	187
Profundidade	-	41,2	35,8	-	54,6*	34,7*	28,7	22,1	0	0	0	0	-	-	-	40,6	27,5*	19,5*	0	0	0
<i>Água Superficial</i>																					
Condutividade	-	485	440	-	400	370	410	300	-	-	-	-	-	-	-	460	410	400	-	-	-
Material Suspensão	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-
Ortofosfato	-	393	263*	-	327	360	325	358	-	-	-	-	-	-	-	445	352*	305	-	-	-
Nitrato	-	12	11	-	14	12	12	13	-	-	-	-	-	-	-	14	14	15	-	-	-
<i>Água Hiporreica</i>																					
Condutividade	-	250	280	-	300	260	240	300	-	-	-	-	-	-	-	440	390	400	-	-	-
Material Suspensão	-	0,7	0,5	-	0,8	0,7	0,6	1,0	-	-	-	-	-	-	-	1,4	1,8	1,3	-	-	-
Ortofosfato	-	125	105	-	108	123	75*	93	-	-	-	-	-	-	-	287	178	120	-	-	-
Nitrato	-	13,3	12,1	-	4,5	1,7*	3,3	2,8	-	-	-	-	-	-	-	9,3	7,7	6,7	-	-	-
<i>Sedimento Fluvial</i>																					
Matéria orgânica	-	0,16	0,31	-	0,39	0,31	0,33	0,55	-	-	-	-	-	-	-	0,75	1,95	0,97	-	-	-
Ortofosfato	-	340	357*	-	327	363*	370	343	-	-	-	-	-	-	-	357	340*	350	-	-	-
Nitrato	-	37,3	22,3	-	13,5	14,5	14,2	11,5*	-	-	-	-	-	-	-	13,3	12,8	12,3	-	-	-
<i>Sedimento Parafluvial</i>																					
Matéria orgânica	-	1,11	1,17	-	2,05	1,23	3,24*	1,30	-	-	-	-	-	-	-	2,56	2,21	1,00	-	-	-
Ortofosfato	-	332	325	-	335	320	333	315*	-	-	-	-	-	-	-	342	337	323*	-	-	-
Nitrato	-	12,3	10,2*	-	11,4	10,9	11,1	10,7	-	-	-	-	-	-	-	11,5	14,1	11,5	-	-	-

4.3 Heterogeneidade espacial

4.3.1 Profundidade da água e espessura do sedimento na poça permanente do riacho Avelós

A poça permanente do riacho Avelós apresentou os períodos hidrológicos de inundação, cheia e vazante. Não ocorreu a fase hidrológica da seca. As reinundações foram do tipo “cheia-rápida”, e o fluxo superficial da água se encerrou rapidamente após os eventos, o que impediu medidas da vazão do riacho. A poça apresentou área média de 2.177 m² (\pm 837) com variações significativas (Teste-t $p < 0,05$) no nível médio da água (14,3 cm \pm 9,9) e na espessura do sedimento (12,5 cm \pm 11,8) (Tabela 6 e Figura 6).

Tabela 6: Profundidade (cm), espessura do sedimento (cm), desvio-padrão (\pm), largura (m), área (m²) e volume (m³) da poça permanente no riacho Avelós (7°28'08" S; 36°31'17" W) durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. A tabela mostra a data das visitas ao campo e a ocorrência de cheias durante o período. Os valores marcados com (*) indicam variação significativa (Teste-*t*: $p < 0,05$; $\alpha = 5\%$) em relação ao valor anterior.

Ciclo hidrológico	1999										2000											
	Data	18/3	29/3	21/4	14/5	3/6	30/6	18/7	28/8	23/10	26/11	27/12	11/2	26/2	10/3	24/3	7/4	28/4	26/5	30/6	21/7	25/8
Dias entre as visitas	-	11	23	23	20	27	18	41	57	34	31	46	15	13	14	14	21	28	35	21	35	
Sequência de cheias	1												2									
Dias depois da cheia	4	15	38	61	81	108	126	167	224	258	289	335	6	19	33	47	68	96	131	152	187	
Profundidade	22,1	22,0	32,8*	39,8*	21,2*	22,3	23,5	17,2*	9,3*	8,6*	8,3*	7,7*	13,6*	6,8*	6,6	6,4	6,3	5,7	4,8*	7,6	7,8	
Desvio-padrão	12	11	19	21	13	12	14	17	12	11	11	11	17	10	9	9	9	8	7	9	9	
Espessura do sedimento	0,0	-3,1*	-3,3	-6,8*	-2,9	0,5*	3,6*	10,8*	10,3	11,2	10,8	10,6	25,5*	24,8	23,6*	23,7	24,0	25,1	21,9	25,7*	26,2	
Desvio-padrão	0,0	6	12	9	19	7	7	23	9	7	2	4	19	5	4	3	7	13	14	12	3	
Largura da poça	13,7	13,7	13,7	13,7	13,0	12,7	12,0	9,7*	5,7*	5,3	5,3	5,0	8,0*	6,0	6,0	6,3	6,3	6,3	7,0	7,7	7,3	
Desvio-padrão	1,5	1,5	1,5	1,5	2,6	2,3	1,7	0,6	4,0	3,8	3,8	3,5	7,0	5,3	5,2	5,5	4,0	4,0	3,6	4,2	4,0	
Área	3389	3389	3389	3389	3224	3141	2976	2397	1405	1323	1323	1240	1984	1488	1488	1571	1571	1571	1736	1901	1819	
Volume	750	746	1111	1349	683	701	701	411	130	114	110	96	270	100	99	100	99	90	118	144	141	

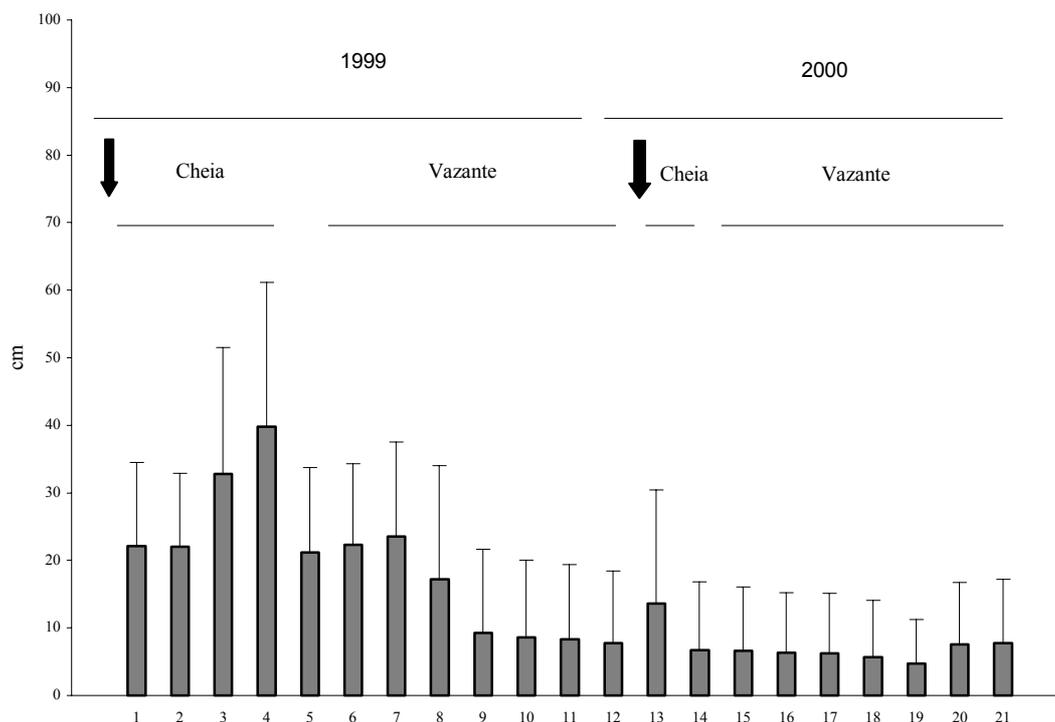


Figura 6: Profundidade, desvio-padrão e fases hidrológicas da poça permanente do riacho Avelós ($7^{\circ}28'08''S$; $36^{\circ}31'17''W$) em 21 visitas de campo durante os ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. As setas indicam a inundação da poça.

Na fase de cheia de 1999 (18/3-14/5) ocorreram aumentos no nível médio da água ($n=2$ $p<0,001$) e quedas na espessura do sedimento ($n=2$ $p<0,004$). Na cheia de 2000 (26/2) ocorreu aumento no nível médio da água ($n=1$ $p=0,001$) e na espessura do sedimento ($n=1$ $p=0,001$).

Na fase de vazante do ciclo de 1999 (3/6-11/2/2000) ocorreram quedas do nível médio da água ($n=6$ $p<0,006$) e aumentos no nível médio da espessura sedimento ($n=3$ $p<0,012$). No período de vazante de 2000 (10/3-25/8) ocorreram quedas no nível da água ($n=2$ $p<0,001$). Houve queda significativa do sedimento no início da fase ($n=1$ $p=0,006$) e aumento no final da fase ($n=1$, $p=0,010$). As modificações na morfologia da poça provocaram alterações também nos valores da largura ($n=2$ $p<0,035$), área alagada e volume.

As variações hidrológicas produziram efeitos distintos no nível médio da água e na espessura do sedimento nas regiões anterior, central e posterior da poça permanente. As três regiões apresentaram diferenças no

número de variações significativas em cada fase hidrológica dos ciclos de 1999 e 2000. As fases de cheia do ciclo de 1999 e 2000 tiveram um padrão semelhante de variação do nível médio da água, com queda na região anterior e aumentos na região central e na posterior. A região central apresentou a maior variação no nível médio da água ($n=13$) e a região anterior a maior variação no nível médio do sedimento ($n=12$). No ciclo de 1999 o número total de variações no nível da água ($n=18$) e do sedimento ($n=19$) foi maior do que o número de variações do nível da água ($n=10$) e do sedimento ($n=14$) do ciclo de 2000 (Tabela 7).

Tabela 7: Número total de variações significativas (Teste- t , $p<0,05$; $\alpha=5\%$) positivas e negativas da profundidade (cm) e do sedimento (cm) nas regiões anterior, central e posterior, da poça permanente do riacho Avelós ($7^{\circ}28'08''S;36^{\circ}31'17''W$) nas fases hidrológicas de cheia e de seca dos ciclos de 1999 e 2000.

Ciclo hidrológico Fase hidrológica		1999		2000	
		Cheia	secando	cheia	secando
Região anterior	Profundidade	(-1)=1	(-3)=3	(-1)=1	- = 0
	Sedimento	(-1)(+2)=3	(+3)(-1)=4	(+1)=1	(+4)=4
Região central	Profundidade	(+3)=3	(-4)=4	(+1)=1	(-4)(+1)=5
	Sedimento	(-3)=3	(+4)=4	(+1)=1	(+1)(-1)=2
Região Posterior	Profundidade	(+2)=2	(+2)(-3)=5	(+1)=1	(-1)(+1)=2
	Sedimento	(+1)(-1)=2	(+2)(-1)=3	(+1)=1	(+2)(-3)=5

4.3.2 Profundidade da água e espessura do sedimento no rio Taperoá

O rio Taperoá apresentou as fases hidrológicas de cheia e de seca, com períodos de inundação e vazante. Ocorreram três cheias de único pico, com diferentes atributos de frequência, intensidade e duração entre os meses de fevereiro e junho. As cheias provocaram variações significativas (Teste- t , $p<0,05$) no nível médio da água ($51,3 \text{ cm} \pm 7,3$) e na espessura do sedimento ($12,9 \text{ cm} \pm 11,4$) do rio. As duas cheias do ciclo de 1999 foram de curta duração (até 15 e 22 dias, respectivamente) e a única cheia do ciclo 2000 foi de longa duração (até 47 dias). O nível médio da água teve quedas significativas ($n=2$ $p<0,002$) durante a cheia de 2000 (Tabela 8).

Tabela 8: Fluxo da água superficial, profundidade (cm), e espessura do sedimento (cm), desvio-padrão (\pm), largura (m) e vazão (m^3/s) do rio Taperoá ($7^{\circ}30' S$; $36^{\circ}10' W$) durante a fase de cheia dos ciclos hidrológicos de 1999 e 2000. A tabela mostra as visitas ao campo e a ocorrência de cheias no período. Os valores marcados com (*) indicam variação significativa (Teste- t : $p < 0,05$ $\alpha = 5\%$) em relação ao valor anterior.

Ciclo Hidrológico	1999										2000										
	Data	18/3	29/3	21/4	14/5	3/6	30/6	18/7	28/8	23/10	26/11	27/12	11/2	26/2	10/3	24/3	7/4	28/4	26/5	30/6	21/7
Visita ao campo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Dias entre as visitas	-	11	23	23	20	27	18	41	57	34	31	46	15	13	14	14	21	28	35	21	35
Sequência de cheias	1			2									3								
Dias depois da cheia	4	15	38	2	22	49	67	108	165	199	230	276	6	19	33	47	68	96	131	152	187
Fluxo da água	rio	-	-	rio	-	-	-	-	-	-	-	-	-	rio	rio	rio	-	-	-	-	-
Profundidade	49,2	-	-	55,3	-	-	-	-	-	-	-	-	60,8	50,2*	41,1*	-	-	-	-	-	-
Desvio-padrão	16	-	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	14	13	11	-	-	-	-	-	-
Espessura do sedimento	0,0	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	20,7	20,2	22,8	-	-	-	-	-	-
Desvio-padrão		-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	24	25	24	-	-	-	-	-	-
Largura	19,0	-	-	20,0	-	-	-	-	-	-	-	-	18,0	14,0	5,0	-	-	-	-	-	-
Vazão	5,3	-	-	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-	6,2	2,8	1,0	-	-	-	-	-	-

4.3.3 Profundidade da água e espessura do sedimento na poça temporária na margem do rio Taperoá

A interrupção do fluxo contínuo de água superficial caracterizou o início da fase vazante do rio, com a formação de poças nas margens e no leito do rio. A poça marginal foi formada em uma área rochosa, localizada na margem esquerda do rio. Apresentou os períodos hidrológicos de inundação, cheia, vazante e seca, com duas reinundações no ciclo de 1999 e uma no ciclo de 2000. Os eventos provocaram alterações significativas (Teste- t , $p < 0,05$) na morfologia da poça. A segunda inundação provocou aumento no nível médio da água ($p < 0,01$) e queda no nível médio do sedimento ($p = 0,03$). A terceira inundação provocou aumento significativo no nível médio do sedimento ($p = 0,011$). As duas fases de vazante de 1999 tiveram duração distintas, sendo de 44 dias na primeira fase (20/3-12/5) e de 86 dias na segunda fase (3/6-28/8). No ciclo de 2000 a fase vazante teve duração de 49 dias (7/4-26/5), com quedas significativas do nível da água ($n=2$ $p < 0,05$) no final da fase (Tabela 9).

5. DISCUSSÃO

Perturbação hidrológica e riqueza de espécies

O estudo mostrou baixa riqueza de espécies nas comunidades de macrófitas aquáticas no rio temporário (n= 2) e no riacho efêmero (n= 2) se comparada com a riqueza da área de retenção (n= 8). Os resultados sugeriram a cheia como um importante agente de perturbação e seleção para a maioria das macrófitas aquáticas estudadas. As comunidades de plantas em rios são compostas por poucas espécies que apresentam adaptações evolucionárias para eventos de cheia e seca (Dawson *et al.*, 1978; White, 1979), que atuam como agentes de seleção natural na história de vida das espécies (Sousa, 1984; Henry *et al.*, 1994). Lagoas temporárias na região semi-árida, formadas somente por escoamento superficial, sem a perturbação da cheia, também apresentaram riqueza de espécies (n=7) próxima à riqueza determinada neste estudo na área de retenção (n=8)(Maltchik & Pedro, 2000).

Resistência de macrófitas aquáticas

A intensidade das cheias pôde ser avaliada pela resistência apresentada pelas plantas após os eventos de perturbação. Os resultados mostraram que nos eventos de cheias na poça permanente do riacho Avelós, Najas marina apresentou resistência no ciclo de 1999, com manutenção da biomassa após o evento da cheia (55 gPS/m²) e baixa resistência no ciclo de 2000, com perda total da biomassa amostrada (Figura 3). As diferentes respostas de resistência, avaliada através da biomassa restante após as cheias, mostraram que a população de Najas marina sofreu maior perturbação na cheia do ciclo 2000 (maior intensidade) se comparada à cheia de 1999 (menor intensidade). A biomassa restante após a cheia de 2000 foi menor que a biomassa restante após a cheia de 1999. Segundo Sousa (1980), a extensão de mudanças

causadas por uma perturbação em uma comunidade pode estar relacionada com a intensidade da perturbação. A espécie Najas marina é submersa fixa e descrita como facilmente arrancada do substrato, com baixa habilidade competitiva (Muenscher, 1967; Kautsky, 1988; Scremin-Dias *et al.*, 1999).

Estudos descrevem as cheias como agentes causadores de mudanças e remoção de macrófitas aquáticas (Oglesby *et al.*, 1976; Bilby, 1977; Dawson *et al.*, 1978; Bornette & Amoros, 1991) e como fonte direta de heterogeneidade espacial na vegetação. A abertura de novas áreas nas comunidades de plantas permite a expansão de formas vegetativas de crescimento e também a oportunidade de recrutamento de espécies com reprodução sexual (Nilsson *et al.*, 1989; Henry *et al.*, 1996). A distribuição de macrófitas aquáticas em rios e riachos é descrita muitas vezes como segmentada em patches mono-específicos, resultado de crescimento vegetativo das espécies (Sand-Jensen & Madsen, 1992; Husband & Barrett, 1998).

A espécie Eleocharis interstincta apresentou, determinada através de estimativa visual, baixa capacidade de resistência após a cheia do ciclo 2000, com perda total de biomassa. As taxas de decomposição de Najas marina (12,8%) e de Eleocharis interstincta (9,7%) (Tabela 1) indicaram manutenção de biomassa no período pós-perturbação, com lenta incorporação do material aos processos de decomposição existentes no ambiente. Nos processos de decomposição de macrófitas aquáticas em ambiente natural ocorrem a perda e o transporte da biomassa rio abaixo, pela ocorrência de cheias. Posteriormente, os detritos da biomassa de macrófitas serão incorporados pela fauna detritívora, passando novamente à rede alimentar. Na fase de seca, ocorre a dissecação da biomassa das macrófitas aquáticas. Os detritos são transportados pela ação dos ventos, pisoteados ou também predados, sendo incorporados na rede alimentar, e completando uma espiral de nutrientes entre a perda de biomassa por decomposição e a incorporação de detritos rio abaixo.

A seca também representou um evento de perturbação para as espécies Najas marina, na poça permanente do Riacho Avelós e Najas sp, nas poças temporárias do Rio Taperoá. As plantas não apresentaram resistência à

seca e tiveram perda de biomassa com a diminuição do nível d'água dos ambientes (Figuras 3, 4 e 5). Nas poças temporárias do rio Taperoá, a espécie *Najas* sp apresentou perda total da biomassa na fase de seca (Figuras 4 e 5). A taxa de decomposição da espécies no leito das poças (21,6%) (Tabela 1), indicou rápida reciclagem, característica de plantas anuais. Segundo Bianchini-Júnior & Toledo (1996), o aporte de detritos de plantas aquáticas, em diferentes magnitudes e formas, pode gerar alterações significativas nas características físicas, químicas e biológicas da água e do sedimento.

O único exemplar da espécie *Echinodorus macrophyllus* apresentou resistência na poça marginal, com manutenção de rizomas e perda da parte aérea durante a fase de seca do ciclo de 1999. A espécie é descrita como anfíbia (Scremin-Dias *et al.*, 1999) e tolerante ao estresse (Kautsky, 1988). A espécie apresentou a menor perda de biomassa por decomposição (7,9%), indicando tecidos mais resistentes à rápida fragmentação do que as outras espécies encontradas (Tabela 1). Segundo Kautsky (1988), taxas de decomposição baseadas na diminuição da biomassa podem ser proporcionais ao conteúdo de nitrogênio das plantas, que apresentam estruturas adaptadas para ambientes sujeitos a perturbação. Apesar das espécies de plantas aquáticas em rios temporários possuírem adaptações para sobreviver em ambientes secos, a duração da fase de seca é um importante fator para se determinar a sobrevivência de diferentes grupos de espécies e a estrutura e funcionamento da comunidade em ambientes aquáticos temporários (Delucchi 1988; Stanley & Fisher 1992; Goulder 1993).

Recolonização de macrófitas aquáticas

Os resultados na poça permanente do riacho Avelós e nas poças temporárias do rio Taperoá (Figuras 3, 4 e 5) mostraram que as variações no início da recolonização, na produtividade e na biomassa das macrófitas aquáticas foram diretamente relacionadas com a ocorrência e a resistência das espécies às cheias de diferentes intensidade que ocorreram durante o estudo. O tempo para registro da recolonização tanto na poça permanente, quanto nas

poças temporárias na margem e no leito, sugeriu também a cheia do ciclo hidrológico de 2000 como de maior intensidade. Na cheia de menor intensidade (ciclo hidrológico de 1999), o início da recolonização de Najas marina na poça permanente foi registrado 38 dias após a cheia, e a produtividade máxima (7,6 gPS/m²/dia) e biomassa máxima (299 gPS/m²) após 61 dias. Na cheia de maior intensidade (ciclo de 2000), a recolonização foi registrada 152 dias após a perturbação, com baixa produtividade (0,3 gPS/m²/dia) e baixa biomassa (14 gPS/m²/dia) se comparadas ao ciclo anterior (Figura 3). A intensidade da cheia alterou o início da recolonização, a produtividade e a biomassa da espécie.

Os resultados de baixo recrutamento e crescimento lento após a cheia de maior intensidade, indicaram as áreas de refúgios, com manutenção de água superficial e perturbação em níveis baixos de intensidade, como áreas de crescimento de Najas marina. Segundo Bilby (1977), poças e lagoas ao longo do curso dos rios atuam como áreas de refúgio e são fundamentais nos processos de recolonização de macrófitas aquáticas. Margens menos perturbadas também podem atuar como refúgios e como ambientes de regeneração para muitas espécies (Henry *et al.*, 1996). Os resultados mostraram que Najas marina apresentou persistência (Pimm, 1991) diante das perturbações de cheias nos dois ciclos hidrológicos, com resistência e alto potencial de resiliência após perturbação intermediária, e recuperação lenta após perturbação de maior intensidade (Figura 3).

A espécie Najas sp, na poça marginal, apresentou três períodos de recolonização durante as fases de vazante do rio Taperoá, duas no ciclo de 1999 e uma em 2000 (Figura 4). Segundo Johnson (1994), o crescimento de algumas espécies de macrófitas aquáticas em rios intermitentes se inicia no final do período de chuvas, quando cessa o fluxo superficial de água e ocorre a formação de poças ao longo dos rios (fase vazante/secando). A recolonização teve início mais cedo no ciclo hidrológico de 1999 (cheias de menor intensidade), apesar da maior frequência de cheias. O registro de Najas sp ocorreu 38 dias após 1^a cheia, 49 dias após a 2^a e 68 dias após a 3^a cheia (maior intensidade). Na poça localizada no leito do rio Taperoá (Figura 5), a recolonização de Najas sp foi registrada 67 dias após a 2^a cheia, com 18 dias

de atraso em relação à poça na margem. O tempo para a recolonização foi considerado a partir do evento da cheia, quando ocorreu entrada de água no ambiente, e não no final do fluxo superficial.

Os maiores valores de produtividade média de Najas sp na poça marginal (2,2 gPS/m²/dia) em relação aos valores de Najas sp na poça o leito do rio (1,8 gPS/m²/dia), indicaram a poça da margem com maior potencial de resiliência para a espécie. Os alto valores de produtividade no início da fase, e os altos valores de biomassa no final da fase de recolonização nas duas poças temporárias (margem e leito) (Figuras 4 e 5), sugeriram uma estratégia de rápido crescimento e acúmulo de biomassa. Segundo Menezes *et al.* (1993), o aumento na produtividade pode levar ao aumento da biomassa de macrófitas aquáticas. Apesar de muitas espécies aquáticas e riparianas possuírem adaptações associadas com a velocidade da correnteza (Nilsson, 1987), a produtividade de macrófitas aquáticas em riachos pode ser até três vezes inferior à produtividade em lagoas (Pastore *et al.*, 1995). Os valores de biomassa máxima e produtividade máxima de Najas sp na poça marginal foram equivalentes nos dois ciclo hidrológicos, mostrando que a intensidade da cheia não alterou a produtividade e a biomassa da espécie de rio, mas somente o início da recolonização.

A ocorrência de Najas sp nas três reinundações da poça temporárias na margem, e na poça do leito do rio Taperoá, mostrou a persistência e o alto potencial de resiliência da espécie em (+50%) ambientes de rios temporários (com maior frequência de cheias). Os resultados de ocorrência de Najas sp após a formação das poças na fase vazante sugeriram a espécie como pioneira (Connell & Slatyer, 1977), com estratégia tipo *r* de crescimento (Odum, 1969). Segundo Penha *et al.* (1998), em ambientes sujeitos a inundação, os organismos garantem a persistência através de estratégias tipo *r*, em comunidades com baixos níveis de sucessão. Muitas espécies de macrófitas em rios possuem estratégias reprodutivas fortemente ajustadas ao regime de perturbação (White, 1979; Trémolières *et al.*, 1994; Barrat-Segretain & Amoros, 1995), tornando-se dependentes da ocorrência dos eventos.

As espécies *Najas marina* e *Najas sp* possuem características de espécies com estratégia tipo “ruderal” (Grime 1973), típica de plantas que crescem em ambientes perturbados. Segundo Kautsky, 1988) ambientes aquáticos com perturbações hidrológicas de cheia e de seca previsíveis (ocorrência anual relacionadas com o regime de precipitações) e baixos níveis de estresse (não houve correlação entre as concentrações de nutrientes e a biomassa das plantas) as espécies tendem a apresentar ciclo de vida anual e perianual curto, com altas taxas de produção.

As espécies de macrófitas aquáticas estudadas no riacho Avelós (*Najas marina*) e no rio Taperoá (*Najas sp*) apresentaram variações na forma de permanência, no tempo para o início da recolonização, no tipo de recrutamento, e na produtividade e biomassa máxima alcançada. A capacidade de ocorrência das plantas, através de diferentes respostas de resistência e resiliência, e sob diferentes regimes de intensidade e frequência de perturbações hidrológicas da cheia e da seca, expressou a persistência das espécies de macrófitas aquáticas nos dois rios intermitentes da região semi-árida do Brasil.

Dinâmica de nutrientes e temperatura

As variações significativas nas concentrações de nutrientes da água superficial e hiporreica, e do sedimento hiporreico e parafluvial, mostraram a relação direta da cheia e da seca na dinâmica de nutrientes na poça permanente (riacho Avelós) e temporárias (rio Taperoá). A dinâmica de nutrientes na água superficial e hiporreica apresentou um padrão de aumento das concentrações de material em suspensão, ortofosfato e nitrato durante as cheias, período de maior precipitação, seguido da diminuição dos valores após os eventos (Figura 2, Tabelas 2 a 5).

Estudos descrevem os modelos de fluxo de nutrientes na água superficial e hiporreica em riachos intermitentes como controlados por eventos de cheias rápidas, nos diferentes atributos de magnitude, frequência e duração (Bond, 1979; Jones *et al.*, 1995a; Maltchik *et al.*, 1997). As cheias,

através do escoamento superficial da água, aumentam o potencial de transporte da bacia de drenagem para os subsistemas do rio, que interagem através de trocas hidrológicas (Jones *et al.*, 1995a,c) e provocam o aumento da disponibilidade de nutrientes no sistema. A maior concentração de nutrientes favorece a resiliência após eventos de perturbação, e aumenta a estabilidade do ecossistema (DeAngelis, 1980; Gurtz *et al.*, 1980; Pimm, 1991; Homes *et al.*, 1994).

A amplitude da temperatura do ar (29,0-30,8 °C), da água superficial (26,8-29,9 °C) e da água hiporreica (27,7-29,2 °C) variou de forma predicta para região, de clima tropical. Variações de temperatura (1-2 °C) entre a água superficial e a hiporreica são registradas em rios intermitentes de clima temperado (Stanley & Boulton, 1995). Esta condição de isotermia entre a água superficial e hiporreica facilita as trocas hidrológicas, pela ausência de gradiente de densidade entre a água superficial e hiporreica (Hendricks & White, 1995). As variações de pH na água superficial (8,7-9,1) e hiporreica (8,7-8,9) também foram equivalentes aos registros de água superficial (8,0-8,1) e hiporreica (7,8-7,9) em rios intermitentes temperados (Stanley & Boulton, 1995).

Dinâmica de material em suspensão e nutrientes na água superficial e hiporreica

O aumento dos valores de material em suspensão durante eventos de cheias na água superficial e hiporreica do riacho Avelós e do rio Taperoá (Tabelas 2 e 3) enfatizou a influência das cheias na dinâmica do seston em rios e riachos (Naiman, 1982; Cummins *et al.*, 1983). O transporte realizado nos períodos de maior precipitação (Figura 2) foi descrito como através de pulsos de entrada de detritos, com origem na bacia de drenagem e no escoamento superficial (Boling *et al.*, 1975; Lush & Hynes, 1978; Golladay *et al.*, 1987). A queda dos valores na fase de vazante na poça permanente e nas poças temporárias, tanto na água superficial quanto na hiporreica (Tabelas 2, 4 e 5), foi relacionada com a diminuição acentuada do aporte de material

externo e com a fragmentação biológica de detritos (shredders ou detritívoros) (Webster & Benfield, 1986).

Os valores superiores em até 70% de material em suspensão na água hiporreica do riacho Avelós, em relação à água hiporreica no rio Taperoá (Tabelas 2 e 3), foram relacionados com o caráter permanente da poça do riacho Avelós, que permitiu maior retenção e concentração de matéria particulada na água hiporreica ao longo do ciclo hidrológico. O estoque de material particulado na zona hiporreica exerce forte impacto na composição trófica do sistema (Cummins *et al.*, 1983; Brunet *et al.*, 1994). Segundo Girel (1994) até 80% do material particulado pode ser exportado em um ou dois eventos de cheias.

Os elevados valores de condutividade na água superficial e hiporreica da poça permanente do riachos Avelós (1840-7520 $\mu\text{S}/\text{cm}$), em relação aos valores no rio Taperoá (650-950 $\mu\text{S}/\text{cm}$), foram relacionados com a salinidade registrada na poça permanente (Tabelas 2 e 3). A queda da condutividade após as cheias foi provocada pela entrada de água da chuva no sistema, o que causou maior diluição dos solutos na água superficial e hiporreica da poça, conforme também descrito em outros estudos de regiões com ambientes salinos (Maltchik *et al.*, 1997). Fontes salinas em regiões semi-áridas, como a poça permanente do riacho Avelós, normalmente são limitantes para produção primária (4-12 %) (James & Hart, 1993) e têm a salinidade relacionada com o efeito das precipitações na elevação do nível dos aquíferos em áreas com elevada retenção de sal (Jolly *et al.*, 1994).

Ao contrário do riacho Avelós, a entrada de matéria particulada durante as cheias no rio Taperoá (salinidade zero) provocou os maiores valores de condutividade na água superficial e hiporreica (Tabela 3). Os valores diminuíram na fase de vazante na água superficial e hiporreica das poças temporárias (Tabelas 4 e 5), quando cessou o fluxo superficial de água no rio. A amplitude da condutividade nas poças temporárias do rio Taperoá correspondeu às amplitudes dos valores registrados em Sycamore Creek, Arizona (466-479 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Holmes *et al.*, 1994).

O aumento nas concentrações de ortofosfato nos períodos de cheias no riacho Avelós e no rio Taperoá, na água superficial e na água

hiporreica (Tabelas 2 e 3), foi relacionado ao transporte de sedimentos das bacias de drenagem e ao escoamento superficial da água, que provocaram grande aporte de fósforo no sistema. Segundo Stanley & Boulton (1995) a ocorrência de cheias está relacionada com os picos de ortofosfato, seguidos de quedas nas concentrações. Apesar do fósforo não ser limitante na produção primária na maioria dos riachos estudados em regiões semi-áridas, as altas descargas provocadas pelas cheias aumentam a turbidez da água e influenciam na dinâmica do nutriente (Grimm & Fisher, 1986).

A diminuição significativa dos valores de ortofosfato na fase vazante na água superficial e hiporreica (Tabelas 2, 4 e 5) foi relacionada com o aumento da absorção (utilização) biótica de ortofosfato (Stanley & Boulton, 1995). A maior amplitude nas concentrações de ortofosfato na água hiporreica, em relação à água superficial no riacho Avelós e rio Taperoá (Tabelas 2 e 3) pode indicar a zona hiporreica como fonte de ortofosfato. Estudo realizado por Hendricks & White (1995), descreve a zona hiporreica como fonte de ortofosfato para a superfície, sendo rapidamente assimilado por produtores primários (e.g. muitas espécies de macrófitas aquáticas estão distribuídas em áreas com água ascendente, ricas em ortofosfato).

As cheias elevaram as concentrações de nitrato na água superficial e hiporreica no riacho Avelós e rio Taperoá (Tabelas 2 e 3), evidenciando a relação entre o aumento das precipitações e altas concentrações de nutrientes (Holmes *et al.*, 1994). Os resultados foram equivalentes a outros riachos intermitentes, com aumento nos valores na fase da cheia, seguido de diminuição nas concentrações (Triska *et al.*, 1994; Stanley & Boulton, 1995). Segundo Grimm & Fisher (1986) as cheias atuam como fontes de nitrogênio em rios intermitentes de regiões semi-áridas, caracterizados como heterotróficos e limitantes em nitrogênio. Estudo de Jones *et al.* (1995a) em rio intermitente no Arizona (USA), apresentou, em média, o nitrato da água hiporreica com concentração de 170 µg/l, o dobro da concentração média da água superficial 99µg/l. A concentração de nitrato diminuiu de forma significativa ($p < 0,001$) após eventos de cheia rápida, caindo de 278 para 69 µg/l. Entretanto, a nitrificação no sedimento em zonas

de donwelling foi fortemente influenciada pela cheia, passando de 3,0 para 38,5 $\mu\text{g/l}$. Os valores de SRP variaram entre 57 e 73 $\mu\text{g/l}$.

As quedas significativas nas concentrações de nitrato na água superficial e hiporreica no riacho Avelós e nas poças temporárias do rio Taperoá (Tabelas 2, 4 e 5) no período de vazante, foram relacionadas, segundo estudos, com a metabolização pela produção primária e com a transformação em amônio ($\text{NH}_4\text{-N}$) (Grimm & Fisher, 1986; Jones *et al.*, 1995a; Schade *et al.*, 2001). Na zona hiporreica, o pico do nitrato foi superior (80%) ao pico de nitrato na água da superfície (Tabelas 2 a 5), o que correspondeu a resultados de outros rios intermitentes, e pode estar relacionado a processos de nitrificação em águas hiporreicas (Triska *et al.*, 1993b; Holmes *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 1995a; Stanley & Boulton, 1995; Mulholland *et al.*, 2000). A zona hiporreica atua na retenção, estocagem e ciclagem de nutrientes, e pode servir como fonte de nitrato para a água superficial em áreas altamente produtivas (“hot spot”), promovendo alta capacidade de resiliência e favorecendo a estabilidade do sistema após eventos de perturbação (Hendricks & White, 1995; Jones *et al.*, 1995b).

Dinâmica de nutrientes no sedimento fluvial e no parafluvial

A poça do riacho Avelós (Tabela 2), pelo caráter permanente de água superficial, representou uma área de retenção e estoque de matéria orgânica nos sedimentos fluvial e parafluvial. A ocorrência de cheias em áreas de retenção promoveu o soterramento e renovação do sedimento, e alterou o metabolismo do sistema (Homes *et al.*, 1994; Findlay, 1995; Maridet *et al.*, 1995; Jones *et al.*, 1995b).

Os aumentos nos teores de matéria orgânica nos sedimentos fluviais e parafluviais do riacho Avelós e do rio Taperoá nos períodos de cheias (Tabelas 2 e 3), foram relacionados com o transporte de matéria orgânica da bacia de drenagem para o leito do rio. Embora possa ter havido a contribuição de produção autóctone, os picos dos valores nos períodos de cheias evidenciaram a relação dos eventos com os teores de matéria orgânica

nos sedimentos fluviais e parafluviais. Estudos descrevem riachos como eficientes na retenção e processamento de matéria orgânica de origem terrestre (Bilby & Likens, 1980). A dinâmica da matéria orgânica particulada em rios e riachos é determinada pela ocorrência de cheias, e pelas características geomorfológicas do substrato, uma vez que o deslocamento do sedimento é feito alternado entre deposição e resuspensão em zonas de retenção, ou estoque (Speaker *et al.*, 1981; Bilby, 1981; Jones & Smock, 1991; Cushing *et al.*, 1993; Evans *et al.*, 1993b; Maridet *et al.*, 1995). A retenção de matéria orgânica ao longo do rio favorece a estabilidade do ecossistema, uma vez que possibilita a ocorrência de produção primária por organismos de diferentes níveis de organização (Naiman & Sedell, 1979), incluindo as macrófitas aquáticas.

As quedas significativas nas fases de vazante nos valores de matéria orgânica do sedimento fluvial e parafluvial no riacho Avelós e nas poças do rio Taperoá (Tabelas 2, 4 e 5) podem estar relacionadas com a metabolização da matéria orgânica que ocorre no sedimento (Jones, 1995). A exceção foi o sedimento parafluvial no rio Taperoá, com os maiores valores nas concentrações de matéria orgânica nas cheias de 1999, ciclo que ocorreram duas reinundações (18/3 e 21/4) (Tabela 3). Estes resultados mostraram a importância da frequência das cheias na dinâmica da matéria orgânica no sedimento parafluvial.

As cheias provocaram os maiores valores de ortofosfato no sedimento fluvial e parafluvial no riacho Avelós e no rio Taperoá. As concentrações diminuíram significativamente após os eventos no sedimento fluvial e parafluvial. O pico nas concentrações de ortofosfato nas fases de cheia (Tabelas 2 e 3) revelou a importância das fases hidrológicas da cheia e do vazante (Tabelas 2, 4 e 5) na variação nas concentrações de ortofosfato. Segundo House *et al.* (1995a), as cheias provocam o aumento das concentrações de fósforo em sedimentos, e são eventos importantes na dinâmica do nutriente.

As cheias provocaram os maiores registros de nitrato no sedimento fluvial e parafluvial (Tabelas 2 e 3). Depois das inundações, os valores se mantiveram constantes no sedimento fluvial e diminuíram no

sedimento parafluvial (Tabelas 2, 4 e 5). Estudos descrevem a zona parafluvial com alto potencial de trocas hidrológicas e como fonte de nitrato para a zona superficial e hiporreica, contribuindo para a resiliência do sistema após a perturbação, através da maior disponibilidade do nutriente no ambiente, o que favorece a produção primária (Homes *et al.*, 1994; Claret *et al.*, 1997).

Os extremos hidrológicos da cheia e da seca

A ocorrência de cheias e secas em diferentes frequências e magnitudes, no riacho Avelós e no rio Taperoá nos ciclos de 1999 e 2000, refletiu as escalas espacial e temporal destes eventos hidrológicos em regiões semi-áridas (Graf, 1988; Grimm & Fisher, 1992; Gentilli, 1993; Heritage & van Niekerk, 1995; Walker *et al.*, 1995) e confirmou a previsibilidade destes eventos para a região semi-árida do Brasil (Pedro & Maltchik, 1998; Maltchik & Pedro, 2000, 2001). As diferenças nos atributos de frequência, intensidade e duração de cada cheia foram creditadas às características geomorfológicas das bacias de drenagem e à alta variabilidade espacial e temporal das precipitações (Figura 2).

A frequência das cheias teve relação com o tamanho das bacias de drenagem. O rio temporário, com maior bacia de drenagem, apresentou número de cheias maior ($n=3$) que o riacho efêmero ($n=2$), com menor bacia de drenagem. A quantidade de cheias alterou a amplitude das fases hidrológicas. O riacho efêmero apresentou fase hidrológica de seca mais extensa, com intervalo entre as cheias maior (335 dias) que no rio temporário (276 dias) (Figuras 3 e 4). A fase hidrológica de seca maior reduziu o nível da água e ocasionou a morte de macrófitas aquáticas como Najas marina e Najas sp.

O aumento do nível da água superficial na poça permanente do riacho Avelós no ciclo de 1999, que caracterizou a fase cheia da poça (29/3-14/5, Tabela 6, Figura 6), provavelmente foi provocado pelo aumento do nível do lençol freático nos períodos de precipitações nas regiões próximas e por

água de escoamento superficial de chuvas pontuais, como descrito em outras regiões semi-áridas (Graf, 1988). Grimm & Fisher (1992) destacam também a importância do grau de saturação da umidade do terreno aluvial em riachos efêmeros, que podem apresentar rápida absorção de água.

No riacho Avelós, as cheias apresentaram um caráter efêmero, determinado pela bacia de drenagem de pequeno tamanho (42 km²), alta declividade do terreno (9,7 m/km) e precipitações pontuais ao acaso, resultando em um fluxo de água de curta duração na pequena extensão do riacho (8 km). A variabilidade nas precipitações exerce maior influência em bacias de drenagem de pequeno tamanho (Davies *et al.*, 1994; Walker *et al.*, 1995), uma vez que eventos de cheia-rápida (“flash flooding”) são mais frequentes em bacias de drenagem menores que 70 km² (Graf, 1988; Ondieki, 1995).

No rio Taperoá a cheia apresentou caráter temporário de fluxo de água superficial, devido a grande área da bacia de drenagem (5.664,0 km²) e a alta contribuição de tributários (6^a ordem). O fluxo da água superficial é resultado da relação entre a magnitude da precipitação e a geometria do canal. Estudos descrevem o fluxo da água como determinante nas taxas de transporte de sedimentos e formação de bancos de areia (Davies *et al.*, 1994), na modificação de habitats (White, 1979; Graf, 1988) e na abundância e diversidade de espécies (Fisher, 1993; Rosser & Pearson, 1995; Walker *et al.*, 1995). A magnitude e a frequência das cheias também exerce grande influência na sucessão temporal dos habitats, expressa nas variações nas taxas de resiliência de diferentes táxons (Fisher, 1993; Clausen & Biggs, 1997; Shannon *et al.*, 2001), incluindo as macrófitas aquáticas, através do transporte de propágulos pelas cheias e a pela formação de poças temporárias a cada inundação do canal. A alta variabilidade do fluxo da água em rios intermitentes é característica de regiões semi-áridas, sendo estes ecossistemas tratados na visão de ecologia de paisagem (Walker *et al.*, 1995).

O período de vazante se caracterizou pela queda significativa do nível da água nas três poças estudadas. O tempo aproximado de duração (108 dias) da poça na margem e no leito do rio Taperoá, independente da área ou volume de cada uma (Tabelas 9 e 10), indicou os processos de infiltração da

água superficial (Graf, 1988) e as altas taxas de evaporação região, devido às médias de temperatura acima de 25 °C, como determinantes no tempo de permanência das poças. Processos semelhantes foram também descritos em rios temporários de outras regiões semi-áridas (Grimm & Fisher, 1992). A magnitude do período de vazante e da fase de seca foi determinada pelo intervalo entre as cheias, diferente entre o riacho efêmero e o rio temporário. Segundo Heritage & van Niekerk (1995), a duração do período de seca exerce influência no tipo de sedimento, na morfologia do canal e nas taxas de transporte e sedimentação do material, influenciando na composição dos habitats e na distribuição de organismos no ambiente.

Geomorfologia fluvial

Um aspecto determinante na dinâmica do riacho Avelós e do rio Taperoá foi a capacidade das cheias de mover o sedimento ao longo do canal, expresso nos aumentos significativos da espessura do sedimento após eventos de cheias (Tabelas 6 e 8). A alta variabilidade nos níveis de sedimento foi provocada pela diferença na quantidade das precipitação ao longo dos ciclos hidrológicos (Figura 2). Como os mecanismos de entrada (tributários) e realimentação (bacia de drenagem) de sedimentos (Lyons *et al.*, 1992) não se alteraram durante o estudo, os aumentos significativos do nível médio do sedimento do riacho Avelós e do rio Taperoá no ciclo de 2000 foram causados pelos eventos de cheia de maior magnitude, em relação ao ano anterior. Os resultados das tabelas 6 e 8 mostraram que eventos de pequena magnitude são mais frequentes e menos impactantes do que eventos de grande magnitude. Eventos de alta magnitude são descritos como de grande escoamento e deposição de sedimento, e de provocarem grandes alterações na morfologia do ambiente (Bilby, 1977; Graf, 1988; Grimm & Fisher, 1992), com modificações na composição do substrato e na diversidade de espécies (Davies *et al.*, 1994).

A variação espaço-temporal das cargas de sedimento é caracterizada pela relação entre força (cheia) e resistência (sedimento) do

sistema (Graf, 1988). No ciclo de 2000 a precipitação anual (887,7 mm; máx. 71,3 mm) foi 4,7 vezes maior que em 1999 (186,4 mm; máx. 21,8 mm) (Figura 2), mostrando maior força hídrica para transportar e provocar a deposição de sedimento. Segundo Davies *et al.*, (1994) precipitações entre 400-500 mm anuais favorecem a erosão, enquanto e precipitações menores que <200 mm anuais não apresentam energia suficiente para mover altas cargas de sedimento. Estudos demonstram haver forte relação entre os maiores valores de precipitação e os picos de cheias (Davies & Nelson, 1993), com o transporte de sedimento contendo grande concentração de matéria orgânica (Cummins *et al.*, 1983; Ondieki, 1995), como também ficou evidenciado neste estudo, com aumento de matéria orgânica nos eventos de cheias.

As variações positivas e negativas dos níveis de sedimento no riacho Avelós e no rio Taperoá nos ciclos hidrológicos de 1999 e 2000 mostraram que o sedimento foi transportado em alternância entre deposição e resuspensão (Tabelas 6 e 8). Segundo Graf (1988), o soterramento e a exportação de sedimento atuam como movimentos em “pulsos” de material particulado. Esta dinâmica faz dos rios e riachos sistemas interligados pelas taxas de transporte, reciclagem e estocagem de sedimentos, formando uma espiral de nutrientes de grande importância na rede alimentar e na concentração de nutrientes (Vannote *et al.*, 1980; Newbold *et al.*, 1981; Naiman *et al.*, 1987; Cushing *et al.*, 1993; Fisher, 1993; Heritage & van Niekirk, 1995; Maltchik *et al.*, 1996).

Os resultados mostraram que as poças formadas ao longo do riacho Avelós e do rio Taperoá puderam atuar como zonas de sedimentação aluvial ao longo do canal. No rio Taperoá a poça marginal sofreu soterramento parcial (Tabela 9) porque não recebeu a carga maior de sedimento, normalmente transportada no canal principal do rio (Graf, 1988). A formação da poça temporária no leito do rio ocorreu pelo nível baixo de sedimentação no ciclo de 1999. A mesma área sofreu grande soterramento em 2000 (Tabela 10). A presença de areia no leito do riacho Avelós e o rio Taperoá indicou a origem aluvial (Graf, 1988) e a alta porosidade do sedimento, sendo de grande importância na variação espacial e temporal, e na

abundância e diversidade de espécies (Maridet & Phillippe, 1995; Maridet *et al.*, 1996), influenciando as comunidades de macrófitas aquáticas formação e soterramento de poças temporárias, como a poça situada no leito do rio Taperoá. Após as cheias, o fluxo d'água superficial atuou somente como agente de exportação de sedimento (Tabelas 6 e 8). Processos contínuos de geomorfologia fluvial criam novos substratos e destroem os antigos, provocando mudanças nos modelos de colonização, diversidade, distribuição espacial e tolerância das espécies aos vários gradientes de perturbação criados no ambiente (White, 1979; Huryin & Wallace, 1987).

Hetogeneidade espacial

A cheia e a seca provocaram alta heterogeneidade espacial no ambiente, com modificações significativas na hidrologia e geomorfologia da poça permanente do riacho Avelós (Tabela 6) e na formação e extinção das poças temporárias no rio Taperoá (Tabelas 9 e 10). Rios intermitentes de regiões semi-áridas são descritos como espacialmente heterogêneos, devido a ocorrência de perturbações de diferentes magnitudes (Grimm & Fisher, 1992) e a interação de diversos fatores (e.g. topografia; tipo de sedimento) que levam a uma nova composição do ambiente (Pickett & White, 1985; Pringle *et al.*, 1988). A distribuição de habitats seguiu o modelo de um mosaico, que influencia potencialmente na estrutura e funcionamento de diversas comunidades (White, 1979; Airoidi, 1998; Labbe & Fausch, 2000).

Os resultados da poça permanente mostraram que o maior número de variações significativas no nível da água e do sedimento nas fases de cheia (n=14) e vazante (n=23) ocorreram após a cheia de menor magnitude, no ciclo de 1999 (Tabela 7). A cheia de 2000, de maior magnitude, provocou aumento significativo do sedimento, mas poucas variações significativas posteriores ao evento. A região anterior da poça foi a área com maior impacto geomorfológico, com o maior número de variações significativas do nível médio do sedimento (n=12). A região central teve maior impacto hídrico, com o maior número de variações do nível médio da água (n=13) (Tabela 7). Os

resultados revelaram a vazante como uma fase hidrológica extensa e de grande modificações do nível médio da água e do sedimento do ambiente.

A poça temporária no leito do rio Taperoá no ciclo de 1999 ocorreu quando houve a menor quantidade de precipitação (Figura 2) e o menor acúmulo de sedimento, apesar da maior frequência de cheias (Tabela 10). O nível elevado de sedimentação ocorrido na única cheia do ciclo de 2000 não permitiu a recorrência da poça naquele mesmo trecho do rio. Os resultados revelaram a magnitude da cheia como fator de grande influência na dinâmica de poças temporárias no leito do rio Taperoá, com produção de heterogeneidade espacial e temporal no ambiente. Segundo Miller (1982) a magnitude é uma importante característica da perturbação que modifica o ambiente. A extinção de habitats, como ocorreu com a poça no leito do rio Taperoá, pode alterar recursos disponíveis e beneficiar espécies que se ajustam mais eficientemente nas novas funções do ecossistema (Tilman *et al.*, 1994). Segundo estudos, a heterogeneidade física provocada por processos de perturbação (e.g. criação de poças temporárias) é determinante no desenvolvimento de diferentes grupos taxonômicos (Woodin, 1978; Fraser & Sise, 1980; Koehn *et al.*, 1994; Closs & Lake, 1994; Douglas & Lake, 1994; Winterbottom *et al.*, 1997).

6. CONCLUSÃO

O estudo mostrou a variabilidade hidrológica em dois rios intermitentes e as respostas de resistência e de recolonização das espécies de macrófitas aquáticas aos eventos de perturbação da cheia e da seca. As diferentes formas de precipitação nas bacias de drenagem determinaram o tamanho das fases hidrológicas, sendo que o riacho efêmero apresentou fase de seca maior que o rio temporário. A cheia limitou a ocorrência de macrófitas aquáticas. Rio e riacho intermitente apresentaram comunidades com riqueza de espécies menor que a riqueza na área de retenção, formada principalmente por escoamento superficial.

A maior frequência de cheias no ciclo hidrológico de 1999 não atrasou o início da recolonização das macrófitas aquáticas. A intensidade da cheia sobre a comunidade de macrófitas aquáticas pôde ser avaliada pela resistência das plantas e pelo tempo para início da recolonização após a perturbação. A intensidade da cheia afetou o início da recolonização, a produtividade e a biomassa máxima das espécies de macrófitas aquáticas. Os maiores valores de produtividade, biomassa e o menor tempo para o início da recolonização ocorreram em cheias com níveis intermediários de perturbação, enquanto em eventos de maior magnitude os valores foram menores e o tempo para recolonização maior. A seca também representou uma perturbação, com perda de biomassa pelas espécies de macrófitas aquáticas na poça permanente e nas poças temporárias estudadas.

As variações nas concentrações de nutrientes na água superficial e hiporreica, e nos sedimentos fluvial e parafluvial ao longo dos ciclos hidrológicos mostraram um modelo temporal de aumento das concentrações na fase de cheia seguido da diminuição das concentrações na fase de vazante. A poça permanente atuou como área de retenção de nutrientes. Os resultados enfatizaram o efeito das fases hidrológicas da cheia e da seca nas variações das concentrações de nutrientes nas diferentes fases hidrológicas de um riacho efêmero e de um rio temporário da região semi-árida do Brasil.

Os resultados obtidos refletiram que o método adotado foi adequado para os objetivos de quantificar as alterações ocorridas do ambiente frente aos eventos de cheia e de seca. Os diferentes atributos de magnitude, frequência e duração dos eventos de cheia e de seca no rio Taperoá e no riacho Avelós foram determinados pelas características geomorfológicas das bacias de drenagens e pela variabilidade espacial e temporal das precipitações. O riacho Avelós sofreu de eventos de cheias-rápidas e de secas maiores do que no rio Taperoá, que permaneceu por mais tempo com água superficial.

A magnitude da cheia foi determinante no transporte da carga de sedimento. A variação negativa do sedimento revelou o transporte ao longo do canal, e sugeriu transporte realizado na forma de pulsos. A alta variabilidade espacial e temporal da carga de sedimento transportado foi determinante na dinâmica das poças temporárias, principalmente na poça localizada no leito do rio. A maior variabilidade na hidrologia e geomorfologia das poças ocorreu na fase de vazante e após eventos de perturbação de magnitude intermediária.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. O domínio morfo-climático Semi-Árido das caatingas brasileiras. **Geomorfologia**, v. 43, São Paulo, IGEOG-USP, 1974.

AIROLDI, L. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. **Ecology**, v. 79, n. 8, p. 2579-2770, 1998.

ALLAN, J. D. **Stream Ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, London, 1995, 388p.

ANDERSON, M. R.; KALFF, J. Regulation of submerged aquatic plant distribution in a uniform area of a weedbed. **J. Ecol.**, v. 74, p. 953-961, 1986.

ANDRADE, G. O. Alguns aspectos do quadro natural do Nordeste. MINTER/SUDENE, Recife. **Série Est. Reg.**, v. 2, 1977.

APESTEGUIA, C.; MARTA, J. Producción de perifiton en ambientes acuáticos del río Parana medio. II: medición de la velocidad de producción media y instatánea. **Rev. Assoc. Ci. Nat. Litoral**, v. 10, p. 39-48, 1979.

AROCENA, R.; MAZZEO, N. Macrofitas acuáticas de un arroyo urbano en Uruguay: su relacion con la calidad del agua. **Rev. Biol. Trop.**, v. 2, p. 723-728, 1994.

ARRAES, R. R. **Estudo da fauna das águas interiores do nordeste do Brasil (Crustacea: Decapoda)**. Recife. Universidade Federal de Pernambuco, 1990, 64p. (Monografia)

BARBOSA, C. B.; MALTCHIK, L. Stability of riverine and sociocultural diversity in Brazilian intermittent rivers of the semirid. **An. IV Simp. Ecosist. Brasil.**, Águas de Lindóia, SP, v. 2, p. 312-320, 1998.

BARBOSA, C. B. **Estabilidade de comunidades ribeirinhas no semi-árido brasileiro**. Universidade Federal da Paraíba, 1998, 124p. (Dissertação)

BARCLAY, A. M.; CRAWFORD, R. M. M. Plant growth and survival and strict anaerobiosis. **J. Exp. Bot.**, v. 33, p. 541-549, 1982.

BARRAT-SEGRETAIN, M. H.; AMOROS, C. Influence of flood timing on the recovery of macrophytes in a former river channel. **Hydrobiologia**, v. 316, p. 91-101, 1995.

BAYLY, I. A. E.; WILLIAMS, W. D. **Inland waters and their ecology**. Logman, Melbourne, Australia, 1973.

BELTRÁN, M. F. **Funcionamiento de lagunas salinas temporales manchegas. Relación entre fluctuaciones hídricas, hidroquímicas y dinámica trófica**. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, 1994, 198p. (Tese de Doutorado)

BENCALA, K. E. A perspective on stream-catchment connections. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 12, n. 1, p. 44-47, 1993.

BHOWMIK, N. G.; ADAMS, R. Successional changes in habitat caused by sedimentation in navigation pools. **Hydrobiologia**, v. 176/177, p. 17-27, 1989.

BIANCHINI-JÚNIOR, I.; TOLEDO, A. P. P. Estudo da mineralização de Eleocharis mutata. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – UFSCar, São Carlos, SP, **An. VII Semin. Reg. Ecol.** v. 7, p. 57-72, 1996.

BIGARELLA, J. J.; LEPREVOST, A.; BOLSANELLO, A. **Rochas do Brasil**. Rio de Janeiro: LTC: ADEA, 1985, 310p.

BIGGS, B. J. F. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. **Freshwater Biol.**, v. 33, p. 419-438, 1995.

BIGGS, J.; CORFIELD, A.; WALKER, D.; WHITFIELD, M.; WILLIAMS, P. New approaches to the management of ponds. **British Wildlife**, v. , p. 273-287, 1994.

BILBY, R. E.; LIKENS, G. E. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystem. **Ecology**, v. 61, n. 5, p. 1107-1113, 1980.

BILBY, R. E. Effects of a spate on the macrophyte vegetation of a stream pool. **Hydrobiologia**, v. 56, n. 2, p. 109-112, 1977.

BILBY, R. E. Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. **Ecology**, v. 62, n.

5, p. 1234-1243, 1981.

BOLING, R. H. Jr.; GOODMAN, E. D.; Van SICKLE, J. A.; ZIMMER, J. O.; CUMMINS, K. W.; PETERSEN, R. C.; REICE, S. R. Toward a model of detritus processing in a woodland stream. **Ecology**, v. 56, p. 141-151, 1975.

BOND, H. W. Nutrient concentration patterns in a stream draining a montane ecosystem in Utah. **Ecology**, v. 60, n. 6, p. 1184-1196, 1979.

BONETTO, A. A.; WAIS, I. R. The Paraná river in the framework of modern paradigms of fluvial systems. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 7, p. 139-172, 1990.

BONIS, A.; LEPART, J.; GRILLAS, P. Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. **Oikos**, v. 74, p. 81-92, 1995.

BORNETTE, G.; AMOROS, C. Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. **J. Veget. Sci.**, v. 2, p. 497-512, 1991.

BORNETTE, G.; AMOROS, C.; ROSTAN, J. C. River incision and vegetation dynamics in cut-off channels. **Aquatic Sci.**, v. 58, n. 1, p. 31-51, 1996.

BOULTON, A. J.; PETERSON, C. G.; GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. **Ecology**, v. 73, p. 2192-2207, 1992.

BOULTON, A. J.; LAKE, P. S. The ecology of the two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparison of faunal composition between habitats, rivers, and years. **Freshwater Biol.**, v. 27, p. 123-138, 1992.

BOULTON, A. J. **Composition and dynamics of macro-invertebrates communities in two intermittent streams**. Monash University, Melbourne, Australia, 1988.

BOULTON, A. J. Over-summering refuges of aquatic macro-invertebrates in two intermittent streams in Central Victoria. **Transac. Royal Soc. South Australia**, v. 113, p. 23-34, 1989.

BRETSCHKO, G.; LEICHTFRIED, M. The determination of organic matter in river sediments. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, v. 68, n. 3-4, p. 403-417, 1987.

BRIERLEY, S. J.; HARPER, D. M.; BARHAM, P. J. Factors affecting the distribution and abundance of aquatic plants in a navigable lowland river, the river Nene, England. **Regul. Rivers: Res. Manag.**, v. 4, p. 263-274, 1989.

BROWN, A. L. **Ecology of Fresh Water**. 1a Ed. Heinemann Educational Book Ltda. The Chauai Press, Bungay, Suffolk, 1971, 129p.

BRUNET, R. C.; PINAY, G.; GAZELLE, F.; ROQUES, L. Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, South-west France. **Regul. Rivers: Res. Manag.**, v. 9, p. 55-63, 1994.

BRUNKE, M.; GONSER, T. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. **Freshwater Biol.**, v. 37, p. 1-33, 1997.

BUSH, D. E.; FISHER, S. G. Metabolism of desert stream. **Freshwater Biol.**, v. 27, p. 301-307, 1981.

CAMARGO, A. F. M.; FLORENTINO, E. R. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphae rudgeana* C. F. meyer in a lotic environment of the Itanhaém river basin (SP, Brazil). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 60, n. 1, p. 83-92, 2000.

CHAMBERS, P. A.; PREPAS, E. E. Competition and coexistence in submerged aquatic communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. **Freshwater Biol.**, v. 23, p. 541-550, 1990.

CHOW, V. T. **Handbook pf applied hydrology**. MacGraw Hill, New York, 1964.

CLARET, C.; MARMONIER, P.; BOISSIER, J. M.; FONTVIEILLE, D.; BLANCS, P. Nutrient transfer between parafluvial interstitial water and river water: influence of gravel bar heterogeneity. **Freshwater Biol.**, v. 37, p. 657-670, 1997.

CLAUSEN, B.; BIGGS, B. J. F. Relationship between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. **Freshwater Biol.**, v. 38, p. 327-342, 1997.

CLOSS, G. P.; LAKE, P. S. Spatial and temporal variation in the structure of an intermittent-stream food web. **Ecol. Monogr.**, v. 64, n. 1, p. 1-21, 1994.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **Am. Nat.**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

- CONNELL, J. H.; SOUSA, W. P. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. **Am. Nat.**, v. 121, p 789-824, 1983.
- CORTES, R. M.; GRACA, M. A. S.; VINGADA, J. N.; VARANDAS de OLIVEIRA, S. Stream topology and dynamics of leaf processing. **Annls. Limnol.**, v. 31, n. 2, p. 119-131, 1995.
- COWX, I. G.; YOUNG, W. O.; HELLAWELL, J. M. The influence of the drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. **Freshwater Biol.**, v. 14, p. 165-177, 1984.
- CRAMER, W.; HYTTERBORN, H. The separation of fluctuation and long-term change in vegetation dynamics of a rising seashore. **Vegetatio**, v. 69, p. 157-167, 1987.
- CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; SWANSON, F. J.; MINSHALL, G. W.; FISHER, S. G.; CUSHING, C. E.; PETERSEN, R. C.; VANNOTE, R. L. Organic matter budgets for stream ecosystem: problems in their evaluation. In: BARNES, J. R.; MINSHALL, G. W. (eds.) **Stream ecology: application and testing of general ecological theory**. New York, Plenum, 299-353, 1983.
- CUSHING, C. E.; MINSHALL, G. W.; NEWBOLD, J. D. Transport dynamics of the particulate organic matter in two idaho streams. **Limnol. Oceanogr.**, v 38, n. 6, p. 1101-1115, 1993.
- DAVIES, B. R.; THOMS, M. C.; WALKER, K. F.; O'KEEFFE, J. H.; GORE, J. A. Dryland Rivers: their ecology, conservation and management. In: CALOW, P.; PETTS, G. E. (eds.) **The Rivers Handbook: hydrological and ecological principles**. Oxford. Blackwell Scientific Publications, 1994, 523p.
- DAVIES, P. E.; NELSON, M. The effect of steep slope logging on fine sediment infiltration into the beds of ephemeral and perennial streams of the Dazzler range, Tasmania, Austrália. **J. Hydrology**, v. 150, p. 481-504, 1993.
- DAVY, A. J.; NOBLE, S. M.; OLIVER, R. P. Genetic variation and adaptation to flooding in plants. **Aqua. Bot.**, v. 38, p. 91-108, 1990.
- DAWSON, F. H.; CASTELLANO, E.; LADLE, M. Concept of species succession in relation to river vegetation and management. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 20, p. 1429-1434, 1978.
- DeANGELIS, D. L. Energy flow, nutrient cycling, and ecosystem resilience. **Ecology**, v. 61, n. 4, p. 764-771, 1980.

- DELUCCHI, C. M. Comparison of community structure among streams with different temporal flow regimes. **Can. J. Zool.**, v. 66, p. 579-586, 1988.
- DENNIS, W. M. Aquatic Macrophyton sampling. An Overview. In: DENNIS, W. M.; ISOM, B. G. (eds.). **Ecological Assessment of macrophyton: collection, use, and meaning of data**. ASTM STP 843, American Society for Testing and materials, p. 2-6, 1984.
- DENSLOW, J. S. Patterns of plant species diversity during successional under different disturbance regimes. **Oecologia**, v. 46, p. 18-21, 1980.
- DOBSON, M. Microhabitat as a determinant of diversity: stream invertebrate colonizing leaf packs. **Freshwater Biol.**, v. 32, p. 565-572, 1994.
- DOUGLAS, M.; LAKE, P. S. Species richness of stream stones: an investigation of the mechanisms generating the species-area relationship. **Oikos**, v. 69, p. 387-396, 1994.
- DOWNES, B. J.; LAKE, P. S.; SCHREIBER, E. S. G.; GLAISTER, A. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. **Ecol. Monogr.**, v. 68, n. 2, p. 237-257, 1998.
- DOWNING, J. A.; ANDERSON, M. R. Estimating the standing biomass of aquatic macrophytes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 42, p. 1860-1869, 1985.
- DUDLEY, T. L.; GRIMM, N. B. Modification of macrophyte resistance to disturbance by an exotic grass, and implications for desert stream succession. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 25, p. 1456-1460, 1994.
- ESTEVEES, F. A.; NOGUEIRA, F. The influence of floating meadows and hydrological cycle on the main abiotic characteristics of a tropical oxbow lake. **Ecol. Brasiliensis**, v. 1, p. 117-128, 1995.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência Ltda, Rio de Janeiro, 1988, 575p.
- EVANS, B. F.; TOWNSEND, C. R.; CROWL, T. A. Distribution and abundance of coarse woody debris in some southern New Zealand streams from contrasting Forest catchments. **New Zeal. J. Mar. Fresh.**, v. 27, p. 227-239, 1993a.
- EVANS, B. F.; TOWNSEND, C. R.; CROWL, T. A. The retention of woody debris structures in a small stream following a large flood. **New Zeal. Nat. Sci.**, v. 20, p. 35-39, 1993b.

- FAUSCH, K. D.; TINIGUCHI, Y.; NAKANO, S.; GROSSMAN, G. D.; TOWNSEND, C. R. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holartic regions. **Ecol. Appl.**, v. 11, n. 5, p. 1438-1455, 2001.
- FINDLAY, E.; SOBCZAK, W. V. Variability in removal of dissolved organic carbon in hyporheic sediments. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 15, n. 1, p. 35-41, 1996.
- FINDLAY, S. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystemas: The hyporheic zone. **Limnol. Oceanogr.**, v. 40, n. 1, p. 159-164, 1995.
- FISHER, S. G. Sucession in streams. In: BARNES, J. R.; MINSHALL, G. W. (eds.) **Stream ecology: application and testing of general ecology theory**. New York, Plenum Press, 1993, 399p.
- FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Disturbance as a determinat of structure in a Sonoran desert stream ecosystem. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 23, p. 1183-1189, 1988.
- FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Streams and disturbance: are cross-ecosystem comparisons useful? In: COLE, J. C.; LOVETT, G.; FINDLAY, S. (eds.). **Comparative Analyses of Ecosystems**. Springer-Verlag, New York, 1991.
- FISHER, S. G.; LIKENS, G. E. Energy flow in Bear Brook New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. **Ecol. Monogr.**, v. 43, p. 421-439, 1973.
- FISHER, S. G.; MINCKLEY, W. L. Chemical characteristics of a desert stream in flash flood. **J. Arid Environ.**, v. 1: 25-33, 1978.
- FISHER, S. G.; GRAY, L. J.; GRIMM, N. B.; BUSH, D. E. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. **Ecol. Monogr.**, v. 52, n. 1, p. 93-110, 1982.
- FOX, A. M. Macrophytes. In: CALOW, P.; PETTS, G. E. (eds.) **The Rivers Handbook**. Oxford Blackwell Scientific Publication, London, 1994, 526p.
- FRASER, B. G.; WILLIAMS, D. D. Seasonal boundary dynamics of a groundwater/surface-water ecotone. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2019-2031, 1998.

FRASER, D. F.; SISE, T. E. Observations on stream minnows in a patchy environment: a test of a theory of habitat distribution. **Ecology**, v. 61, n. 4, p. 790-797, 1980.

GADELHA, C. L. M.; WATANABE, T.; SILANS, A. M. P. Liberação de nutrientes inorgânicos durante o processo de decomposição de Ludwigia natans (Ell.) (Dicotiledonea: Onagraceae) e de Salvinia auriculata (Aubl.) (Pteridophyta: Salviniaceae). **Acta Limnol. Brasil.**, v. 3, p. 633-652, 1990.

GAGNIER, D. L.; BAILEY, R. C. Balancing loss of information and gains in efficiency in characterizing stream sediment samples. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 13, n. 2, p. 170-180, 1994.

GANTES, H. P.; TUR, N. M. Variacion temporal da la vegetacion en un arroyo de llanura. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 55, p. 259-266, 1995.

GENTILLI, J. Floods in the desert-heavy rains in the drought regions of western Austrália. **West Australia Nat.**, v. 19, n. 3, p. 201-218, 1993.

GERTZ, S. M. Quantitative methods for assessing macrophyte vegetation. In: W. M. DENNIS & B. G. ISOM (eds.). **Ecological assessment of macrophyton: collection, use, and meaning of data**. ASTM STP 843, American Society for testing and materials, 1984, p. 28-35.

GIREL, J. Old distribution procedure of both water and matter fluxes in floodplains of western europe: impact on present vegetation. **Environ. Manag.**, v. 18, n. 2, p. 203-221, 1994.

GOLLADAY, S. W.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Changes in stream morphology and storm transport of seston following watershed disturbance. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 6, n. 1, p. 1-11.

GORE, J. A.; KELLY, J. R.; YOUNT, J D. Application of ecological theory to determining recovery potential of disturbed lotic ecosystems: research needs and priorities. **Environ. Manag.**, v. 14, n. 5, p. 755-762, 1990.

GOULDER, R. Loss of aquatic vegetation in a wolds winterbourne during perennial dryness. **Naturalist**, v. 117, p. 127-131, 1992.

GOULDER, R. Aquatic vegetation and resumption of flow after drought in a wolds winterbourne. **Naturalist**, v. 118, p. 85-87, 1993.

GRAF, W. L. **Fluvial Process in Dryland Rivers**. Springer-Verlag, New York, 1988, 346p.

- GRIME, J. P. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. **Nature**, v. 242, p. 344-347, 1973.
- GRIME, J. P. Vegetation classification by reference to strategies. **Nature**, v. 250, p. 26-31, 1974.
- GRIMM, N. B. Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. **Ecology**, v. 68, p. 1157-1170, 1987.
- GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. Exchange between interstitial and surface water: implications for stream metabolism and nutrient cycling. **Hydrobiologia**, v. 111, p. 219-228, 1984.
- GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. Nitrogen limitation in a Sonoran desert stream. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 5, n. 1, p. 2-15, 1986.
- GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. Responses of arid-land streams to changing climate. In: FIRTH, P.; FISHER, S. G. (eds.). **Global climate change and freshwater ecosystems**. New York. Springer-Verlag, p. 211-233, 1992.
- GRIMM, V.; WISSEL, C. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. **Oecologia**, v. 109, p. 323-334, 1997.
- GURTZ, M. E.; WEBSTER, J. R.; WALLACE, J. B. Seston dynamics in southern Appalachian streams: effects of clear-cutting. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 624-631, 1980.
- GURTZ, M. E.; MARZOLF, G. R.; KILLINGBECK, K. T.; SMITH, D. L.; McARTHUR, V. Hydrologic and riparian influences on the import and storage of coarse particulate organic matter in a prairie stream. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 45, p. 655-665, 1988.
- GUYOT, M.; ROUSSEL, B.; AKPAGANA, K.; EDORH, T. La végétation des zones inondées du sud Togo et son état actuel sous l'emprise humaine. **Biogeographica**, v. 70, n. 4, p. 161-182.
- HAM, S. F.; WRIGHT, J. F.; BERRIE, A. D. Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976. **Freshwater Biol.**, v. 11, p. 381-390, 1981.
- HENDRICKS, S. P.; WHITE, D. S. Seasonal biogeochemical patterns in surface water, subsurface hyporheic, and riparian ground water in a temperate stream ecosystem. **Arch. Hydrobiol.**, v. 134, n. 4, p. 459-490, 1995.

HENRY, C. P.; BORNETTE, G.; AMOROS, C. Differential effects of floods on the aquatic vegetation of braided channels of the Rhône River. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 13, p. 439-467, 1994.

HENRY, C. P.; AMOROS, C.; BORNETTE, G. Species traits and recolonization processes after disturbance in riverine macrophytes. **Vegetatio**, v. 122, p. 13-27, 1996.

HERBST, G.; REICE, S. R. Comparative leaf litter decomposition in temporary and permanent streams in semi-arid regions of Israel. **J. Arid Environ.**, v. 5, p. 305-318, 1982.

HERITAGE, G. L.; van NIEKERK, A. W. Drought conditions and sediment transport in the Sabie River. **Koedoe**, v. 38, n. 2, p. 1-9, 1995.

HEY, D.; HERITAGE, G. L.; PATTESON, M. Impact of flood alleviation schemes on aquatic macrophyte. **Regul. Rivers: Res. Manag.**, v. 9, p.103-119, 1994.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Ani. Review Ecol. Syst.**, v. 4, p. 1-23, 1973.

HOLMES, R. M.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Parafluvial nitrogen dynamics in a desert stream ecosystem. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 13, n. 4, p. 468-478, 1994.

HOLMES, R. M.; JONES, J. B.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Denitrification in a nitrogen-limited stream ecosystem. **Biogeochemistry**, v. , p. 1-22, 1996.

HOUSE, W. A.; DENISON, F. H.; ARMITAGE, P. D. An investigation of the effects of water velocity on inorganic phosphorus influx to a sediment. **Environ. Pollut.**, v. 89, n. 3, p. 263-271, 1995a.

HOUSE, W. A.; DENISON, F. H.; ARMITAGE, P. D. Comparison of the uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed-sediment. **Water Res.**, v. 29, n. 3, p. 767-779, 1995b.

HOWARD-WILLIAMS, C. Seasonal and spatial changes in the composition of the aquatic and semiaquatic vegetation of lake Chilwa, Malawi. **Vegetatio**, v. 30, n. 1, p. 33-39, 1975.

- HUPP, C. R.; OSTERKAMP, W. R. Bottomland vegetation distribution along passage creek, Virginia, in relations to fluvial landforms. **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 670-681, 1985.
- HUPP, C. R.; OSTERKAMP, W. R. Riparian vegetation and fluvial geomorphi processes. **Geomorphology**, v. 14, p. 277-295, 1996.
- HURYN, A. D.; WALLACE, J. B. Local geomorphology as a determinant of macrofaunal production in a mountain stream. **Ecology**, v. 68, n. 6, p. 1932-1942, 1987.
- HUSBAND, B. C.; BARRETT, S. C. H. Spatial and temporal variation in population size of *Eichhornia paniculata* in ephemeral habitats: implications for metapopulation dynamics. **J. Ecol.**, v. 86, p. 1021-1031, 1998.
- HUSTON, M. A. A general hypothesis of species diversity. **Am. Nat.**, v. 113, n. 1, p. 81-101, 1979.
- HUSTON, M. A.; SMITH, T. M. Plant succession: Life history and competition. **Am. Nat.**, v. 129, p. 678-707, 1987.
- IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil**. v. 2. Região Nordeste. Rio de Janeiro. SERGRAF-IBGE, 1977, 454p.
- IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. I. Macrófitos aquáticos da Estação Ecológica do Taim , Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessleria**, v. 6, p. 395-404, 1984.
- IVES, A. R.; KLOPPER, E. D. Spatial variation in abundance created by stochastic temporal variation. **Ecology**, v. 78, n. 6, p. 1907-1913, 1997.
- JAMES, K. R.; HART, B. T. Effects of salinity on four freshwater macrophytes. **Aust. J. Mar. Fresh. Res.**, v. 44, p. 769-777, 1993.
- JOHNSON, S. R. Response of Roundleaf Monkeyflower to flood in small streams in northeastern Kansas. **Prair. Natur.**, v. 26, p. 309-310, 1994.
- JOLLY, I. D.; WALKER, G. R.; NARAYAN, K. A. Floodwater recharge processes in the Chowilla Anabranh System, South Austrália. **Aust. J. Soil Res.**, v. 32, p. 417-435, 1994.
- JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. 6^a. ed. São Paulo: Ed. Nacional, 1983, 777p.

- JONES, J. B.; SMOCK, L. A. Transport and retention of particulate organic matter in two low-gradient headwater streams. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 10, n. 2, p. 115-126, 1991.
- JONES, J. B. Factors controlling hyporheic respiration in a desert stream. **Freshwater Biol.**, v. 34, p. 91-99, 1995.
- JONES, J. B.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Vertical hydrologic exchange and ecosystem metabolism in a sonoran desert stream. **Ecology**, v. 76, n. 3, p. 942-952, 1995a.
- JONES, J. B.; HOLMES, R. M.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B.; GREENE, D. M. Methanogenesis in Arizona, USA dryland streams. **Biogeochemistry**, v. 31, p. 155-173, 1995b.
- JONES, J. B.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Nitrification in the hyporheic zone of a desert stream ecosystem. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 14, n. 2, p. 249-258, 1995c.
- JUNK, W. Investigations on the ecology and production-biology of the "Floating Meadows" (Paspalo-Echinochloetum) on the Middle Amazon. **Amazoniana**, v. 2, n. 4, p. 449-495, 1970.
- KAUTSKY, L. Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. **Oikos**, v. 53, p.126-135, 1988.
- KOEHN, J. D.; O'CONNOR, N. A.; JACKSON, P. D. Seasonal and size-related variation in microhabitat use by a southern Victorian stream fish assemblage. **Aust. J. Mar. Freshwater Res.**, v. 45, p.1353-1366, 1994.
- LABBE, T. R.; FAUSCH, K. D. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. **Ecol. Appl.**, v. 10, n. 6, p. 1774-1791, 2000.
- LADLE, M.; BASS, J. A. B. The ecology of a small chalk stream and its response to drying drought conditions. **Arch. Hydrobiol.**, v. 90, p. 448-466, 1981.
- LAKE, P. S.; BERMUTA, L. A.; BOULTON, A. J.; CAMPBELL, I. C.; ST.-CLAIR, I. C. Australian streams and northern hemisphere stream ecology: composition and problems. **Proc. Ecol. Soc. Australia**, v. 14, p. 61-82, 1986.

LAKE, P. S.; BAYLY, I. A. E.; MORTON, D. W. The phenology of a temporary pond in western Victoria, Australia, with special reference to invertebrate succession. **Arch. Hydrobiol.**, v. 115, p. 171-202, 1989.

LANCASTER, J.; HILDREW, A. G. Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates of lotic macroinvertebrates. **J. N. Ame. Benthol. Soc.**, v. 12, p. 355-393, 1993.

LEICHTFRIED, M. POM in bed sediments of a gravel stream (ritrodal-lunz study area, Austria). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 24, p. 1921-1925, 1991.

LIEBERMAN, D. M.; BURKE, T. A. Particulate organic matter transport in the lower Colorado river, south-western USA. **Regul. Rivers: Res. Manag.**, v. 8, p. 323-334, 1993.

LINKLATER, W. Physicochemical environment and fauna of a temporary Forest stream, Canterbury, New Zealand. **New Zeal. Nat. Sci.**, v. 21, p. 1-10, 1994.

LIPPERT, B. E.; JAMESON, D. L. Plant succession in temporary ponds of the willamette valley, Oregon. **Am. Midl. Nat.**, v. 71, n. 1, p. 181-197, 1964.

LOKKER, C.; LOVETT-DOUST, L.; LOVETT-DOUST, J. Seed output and the seed bank in Vallisneria americana (Hydrocharitaceae). **Am. J. Bot.**, v. 84, n. 10, p. 1420-1428, 1997.

LUSH, D. L.; HYNES, H. B. N. The uptake of dissolved organic matter by a small spring stream. **Hydrobiologia**, v. 60, n. 3, p. 271-278, 1978.

LYONS, K. J.; PUCHERELLI, M. J.; CLARK, L. R. Sediment transport and channel characteristics of a sand-bed portion of the Green River below flaming gorge dam, Utah, USA. **Regul. Rivers: Res. Manag.**, v. 7, p. 219-232, 1992.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey, 1967.

MacKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: Some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association. Scientific Association. Kendall: Titus Wilson & Son Ltd, 1978, 117p.

MALTCHIK, L.; MOLLÁ, S. Nutrient dynamics in hiporreic zone in a mediterranean stream in Sierra Morena (SW Spain). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 25, p. 1434-1437, 1994.

MALTCHIK, L. Nossos rios temporários, desconhecidos mas essenciais. **Ciên. Hoje**, v. 21, n. 122, p. 64-65, 1996a.

MALTCHIK, L. Perturbação hidrológica e zona hiporréica: conceitos básicos para pesquisas nos rios temporários do semi-árido brasileiro. **Rev. Nord. Biol.**, v. 11, p. 1-13, 1996b.

MALTCHIK L.; MOLLA, S.; MONTES, C.; CASADO, C. Measurement of nutrient spiralling during a period of continuous surface flow in a mediterranean temporary stream (Arroyo de la Montesina). **Hydrobiologia**, v. 335, p. 133-139, 1996.

MALTCHIK, L.; MOLLA, S.; MONTES, C. The effects of flash flooding on nutrient concentration and surface-hyporheic water exchange in a temporary stream. **Ciên. Cult.**, v. 49, p. 190-194, 1997.

MALTCHIK, L.; PEDRO, F. Biodiversity influences community stability? Results of semiarid lakes. **Ciên. Cult.**, v. 52, n. 2, p. 127-130, 2000.

MALTCHIK, L.; PEDRO, F. Responses of aquatic macrophytes to disturbance by flash flood in a Brazilian semiarid intermitent stream. **Biotropica**, v. 33, n. 4, p. 566-572, 2001.

MARGALEF, R. Diversity and stability: a practical proposal and model of interdependence. **Brook. Symp. Biol.**, v. 22, p. 25-37, 1969.

MARIDET, L.; PHILIPPE, M. Influence of substrate characteristics on the vertical distribution of stream macroinvertebrates in the hyporheic zone. **Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biol.**, v. 91, p. 101-105, 1995.

MARIDET, L.; WASSON, J. C.; PHILIPPE, M.; AMOROS, C. Benthic organic matter dynamics in three streams: riparian vegetation or bed morphology control? **Arch. Hydrobiol.**, v. 132, n. 4, p. 415-425.

MARIDET, L.; PHILIPPE, M.; WASSON, J. G.; MATHIEU, J. Spatial and temporal distribution of macroinvertebrates and trophic variables within the bed sediment of three streams differing by their morphology and riparian vegetation. **Arch. Hydrobiol.**, v. 136, n. 1, p. 41-64, 1996.

- MATEU, J. F. Rios e ramblas mediterráneas. In: . OLCINA, G.; MORALES, A. G. (eds.) **Avenida fluviales e inundaciones en la cuenca mediterránea**. Instituto Universitario de Geografía de la Universidad de Alicante. pp. 133-150, 1989.
- MATSUMARA-TUNDISI, T.; TUNDISI, S. G. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. **Oecologia**, v. 25, p. 265-270, 1976.
- MAZZEO, N.; CROSA, D.; SOMMARUGA, R. Productividad y variación estacional da la biomassa de *Pistia stratiotes* L. en el reservatorio del Cisne, Uruguay. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 6, p. 186-195, 1993.
- McNAUGHTON, S. J. Photosynthetic System II: Racial Differentiation in *Typha latifolia*. **Science**, v. 156, p. 1363, 1967.
- MEDEIROS, E. S. F.; MALTCHIK, L. Parasitas atacam peixes nos rios do semi-árido. **Ciêñ. Hoje**, v. 22, n. 130, p. 66-67, 1997.
- MENEZES, C. F.; ESTEVES, F. A.; ANESIO, A. M. Influência da variação artificial do nível da água da represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze e *Pontederia cordata* (L.). **Acta Limnol. Brasil.**, v. 6, p. 163-172, 1993.
- MILLER, T. E. Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. **Am. Nat.**, v. 120, n. 4, p. 533-536, 1982.
- MOLLÁ, S.; MALTCHIK, L.; CASADO, C.; MONTES, C. Primeiros dados sobre el metabolism de un arroyo temporal mediterráneo de Sierra Morena (Cordoba). **Limnetica**, v. 10, p. 59-67, 1994.
- MOLLES, C. M.; DAHM, C. N. A perspective on El Niño and La Niña: global implications for stream ecology. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 9, p. 68-76, 1990.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M.; SOARES, J. J. Fenologia de *Scirpus cubensis* Poetr & Kunth na lagoa do Infernãõ (Estação Ecológica Jatai). Luiz Antônio, SP. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 7, p. 1-9, 1995.
- MUENSCHER, W. C. **Aquatic Plants of the United States**. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, 4 vol., 1967, 374p.
- MULHOLLAND, P. J.; MARZOLF, E. R.; HENDRICKS, S. P.; WILKERSON, R. V. Longitudinal patterns of nutrient cycling and periphyton characteristics

- in streams: a test of upstream-downstream linkage. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 14, n. 3, p. 357-370, 1995.
- MULHOLLAND, P. J.; TANK, J. L.; SANZONE, D. M.; WOLLHEIM, W. M.; PETERSON, B. J.; WEBSTER, J. R.; MEYER, L. J. L. Nitrogen cycling in a forest stream determined by a ¹⁵N tracer addition. **Ecol. Monogr.**, v. 70, n. 3, p. 471-493, 2000.
- NAIMAN, R. J.; SEDELL, J. R. Benthic organic matter as a function of stream order in Oregon. **Arch. Hydrobiol.**, v. 87, n. 4, p. 404-422.
- NAIMAN, R. J. Characteristics of sediment and organic carbon export from pristine boreal Forest watersheds. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 39, p.1699-1718, 1982.
- NAIMAN, R. J.; MELILLO, J. M.; LOCK, M. A.; FORD, T. E.; REICE, S. R. Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. **Ecology**, v. 68, n, 5, p. 1139-1156, 1987.
- NECCHI, J. O.; BRANCO, L. H. Z. Preliminary evaluation of primary production in a stream of São Paulo State, southeastern of Brazil. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 52, n. 2, p. 319-324, 1992.
- NECCHI, J. O.; BRANCO, C. C. Z.; SIMÃO, R. C. G.; BRANCO, L. H. Z. Distribution of stream macroalgae in the northwest region of São Paulo state, southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 299, p. 219-230, 1995.
- NEIFF, J. J. Aquatic plants of Paraná System. In: DAVIES, B. R.; WALKER K. F. (eds.). **The ecology of river systems**. The Hague, Dr. W. Junk, p.557-571, 1986.
- NEIFF, J. J. Aspects of primary production in the lower Paraná and Paraguay riverine system. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 3, p. 77-113, 1990.
- NEUBERT, M.; CASWELL, H. Alternatives to resiliense for measuring the responses of ecological systems to perturbations. **Ecology**, v. 78, n. 3, p. 653-665, 1997.
- NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V.; VANWINKLE, W. Measuring nutrient spiralling in stream. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 38, p. 860-863, 1981.
- NICHOLS, S. A. Quantitative methods for assessing macrophyte vegetation. In: DENNIS, M.; ISOM, B.G. (eds.). **Ecological Assessment of**

macrophyton: collection, use, and meaning of data. WASTM STP 843, W. M. American Society for testing and materials, pp.7-15, 1984.

NILSSON, C. Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity. **J. Ecol.**, v. 75, p. 513-522, 1987.

NILSSON, C.; GRELSSON, G.; JOHANSSON, M.; SPERENS, U. Patterns of plant species richness along riverbanks. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 77-84, 1989.

NOBLE, I. R.; SLATYER, R. O. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. **Vegetatio**, v. 43, p. 5-21, 1980.

NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F. A. Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). **Acta Limnol. Brasil.**, v. 3, p. 617-632, 1990.

NOGUEIRA, J. M.; OLIVEIRA, J. G. B.; LINS, R. C.; JATOBÁ, L. Condições geo-ambientais do Semi-Árido Brasileiro. **Ciêñ. Tróp.**, v. 20, n. 1, p. 173-198, 1992.

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

OGLESBY, R. T.; VOGEL, A.; PEVERLY, J. H.; JOHNSON, R. Changes in submerged plants at the south end of Cayuga Lake following tropical storm Agnes. **Hydrobiologia**, v. 48, p. 251-255, 1976.

ONDIEKI, C. M. Field assessment of flood event suspended sediment transport from ephemeral streams in the tropical semi-arid catchments. **Environ. Monit. Asses.**, v. 35, p. 43-54, 1995.

ORTEGA, M.; SUAREZ, M. L.; VIDAL-ABARCA, M. R.; RAMIREZ-DIAZ, L. Aspectos dinamicos de la composición e la estrutura de la comunidad de invertebrados acuáticos de la rambla del Moro después de una riada (Cuenca del río Segura: SE de España). **Limnetica**, v. 7, p. 11-24, 1991.

PAIVA, M. P. Sinopse sobre águas interiores do nordeste do Brasil. Fortaleza. **Bol. Soc.Cear. Agro.**, v. 4, p. 1-15, 1963.

PASTORE, P. M.; TUR, N. M.; MARRONE, M. T. Biomassa y productividad primaria de macrofitos no emergentes de una laguna y sur afluyente (Provincia de Buenos Aires). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 55, p. 267-281, 1995.

- PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento de macrófitos aquáticos e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, v. 43, p. 29-40, 1993.
- PEDRO, F.; MALTCHIK, L. Domain of attractions vs. magnitude of disturbance: a study of macrophytes in the brazilian semiarid. In: **An. IV Simp. Ecos. Brasil.**, Águas de Lindóia, SP, v. 2, p. 340-348, 1998.
- PENHA, J. M. F.; SILVA, C. J. da; BIANCHINI-JÚNIOR, I. Impacto da variação do nível de água no ciclo de vida da macrófita aquática Pontederia cordata var. ovalis (MART.) Solms, em área alagável do pantanal mato-grossense. **Brazil. J. Ecol.**, v. 2, p. 30-35, 1998.
- PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, Orlando, Florida, 1985.
- PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARNESTO, J. J. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. **Vegetatio**, v. 69, p. 109-114, 1987.
- PIEDEDE, M. T. F. Biologia e ecologia de Echinochloa polystachya (H.B.K.) Hitchcock (Graminae=Poacea), capim semi-aquático da várzea amazônica. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 6, p. 173-185, 1993.
- PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystem. **Nature**, v. 307, p. 321-326, 1984.
- PIMM, S. L. **The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities**. The University of Chicago Press, 1991, 434p.
- POFF, N. L. Why disturbance can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in stream. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 11, p. 86-92, 1992.
- POFF, N. L.; WARD, J. V. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure; a regional analysis of streamflow pattern. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 46, p. 1805-1818, 1989.
- POLLOCK, M. M.; NAIMAN, R. J.; HANLEY, T. A. Plant species richness in riparian wetlands – a test of biodiversity theory. **Ecology**, v. 79, n. 1, p. 94-105, 1998.

- POMPEO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Zonação e biomassa das macrófitas aquáticas na lagoa Dourada (Brotas, SP), com ênfase na *Utricularia gibba* (L.). **Acta Limnol. Brasil.**, v. 7, p. 78-86, 1995.
- PRINGLE, C. M.; NAIMAN, R. J.; BRETSCJKO, G.; KARR, J. R.; OSWOOD, M. W.; WEBSTER, J. R.; WELCOMME, R. L.; WINTERBOURN, M. Patch dynamics in lotic systems the stream as a mosaic. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 7, n. 4, p. 503-524, 1988.
- RASCHKE, R. L.; RUSANOWSKI, P. C. Quantitative methods for assessing macrophyte vegetation. In: DENNIS, W. M.; ISOM, B. G. (eds.). **Ecological assessment of macrophyton: collection, use, and meaning of data**. ASTM STP 843, American Society for testing and materials, 1984, pp. 16-27.
- RASOOL, S. I. On dynamics of desert na climate. In: Houghton, J. T. (ed.). **The global climate**. New York: Cambridge University Press, p 107-120, 1984.
- REIS, S. P.; BARBOSA, F. A. R. Estudo da composição de macrófitas aquáticas da lagoa das Mares, município da Lagoa Santa, com ênfase nos aspectos ecológicos de *Salvinia herzogii* (Aubl.). **Acta Limnol. Brasil.**, v. 6, p. 196-208, 1993.
- RESH, V. H.; BROWN, A. V.; COVICH, A. P.; GURTZ, M. E.; LI, H. W.; MINSHALL, G. W.; REICE, S. R.; SHELDON, A. L.; WALLACE, J. B.; WISSMAR, R. The role of disturbance in stream ecology. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 7, p. 433-455, 1988.
- RICHARDS, C.; BACON, K. L. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. **Great Basin Natur.**, v. 54, n. 2, p. 106-113, 1994.
- RIGGS, H. C. **Streamflow Characteristics**. Elsevier, Amsterdam, 1985.
- RIZZINI, C. T.; MORS, W. B. **Botânica Econômica Brasileira**. São Paulo, EPU, Ed. da USP, 1976, 207p.
- RODIER, J. **L'analyse de l'eaux: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer**. Ed. Dunod, Paris, 5a ed., v.1, 1975, 629p.
- ROLLA, M. E.; ROSA, S. G.; FREITAS, O. M. C.; GOMES, M. C. S.; JUNQUEIRA, M. V.; SOUZA, M. L. G. Composição físico-química e biológica do sedimento do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 3, p. 201-218, 1990.

- ROSENZWEIG, M. L. **Species diversity in space and time**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995, 436p.
- ROSSER, Z. C.; PEARSON, R. G. Responses of rock fauna to physical disturbance in two Australian tropical rainforest streams. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 14, n. 1, p. 183-196, 1995.
- SAND-JANSEN, K; MADSEN, T. V. Patch dynamics of the stream macrophyte *Callitriche cophocarpa*. **Freshwater Biol.**, v. 27, p. 277-282, 1992.
- SANTOS, R. S. B. Aspectos da hidrologia brasileira. **Rev. Brasil. Geogr.**, v. 24, p. 327-375, 1962.
- SCHADE, J. D.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B.; SEDDON, J. A. The influence of a riparian shrub on nitrogen cycling in a sonoran desert stream. **Ecology**, v. 82, n. 12, p. 3363-3376, 2001.
- SCHLESINGER, W. H.; REYNOLDS, J. F.; CUNNINGHAM, G. L.; HUENNEKE, L. F.; JARREL, W. M.; VIRGINIA, R. A.; WHITFORD, W. G. Biological feedback on global desertification. **Science**, v. 247, p. 1043-1048, 1990.
- SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C.; SOUZA, P. R. **Nos Jardins Submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. SOUZA, P. R. (org.). Campo Grande, MS: Ed. UFMS, 1999, 160p.
- SHANNON, J. P.; BLINN, D. W.; BENENATI, E. P.; WILSON, K. P.; O'BRIEN, C. Aquatic food base response to the 1996 test flood below Glen Canyon dam, Colorado river, Arizona. **Ecol. Appl.**, v. 11, n. 3, p. 672-685, 2001.
- SILVA, C. J.; NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F. A. Composição química das principais espécies de macrófitas aquáticas do lago Recreio, Pantanal matogrossense (MT). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 54, n. 4, p. 617-622, 1993.
- SILVA, G. G. **A problemática da desertificação no ecossistema da caatinga do município de São João do Cariri**. Universidade Federal do Piauí, Desert, 1993, 94p. (Monografia)
- SILVA, V. P. **Variação diurnal de fatores ambientais e análises do fitoplâncton e zooplâncton em 4 lugares do pantanal Mato-Grossense**. Universidade Federal de São Carlos, SP, 1980. (Dissertação de Mestrado)

- SIMÕES, R. M. A. Os regimes dos rios brasileiros. **Rev. Brasil. Geogr.**, v. 19, p. 225-243, 1957.
- SIOLI, H. Tropical Rivers: the amazon. In: WHITTON, B. A. (org.). **River ecology**. Univ of Cal. Press, Los Angeles, 1975, 725p.
- SMITH, T.; HUSTON, M. A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. **Vegetatio**, v. 83, p. 49-69, 1989.
- SOUSA, W. P. The response of a community to disturbance: the importance of successional age and species' life histories. **Oecologia**, v. 45, p. 72-81, 1980.
- SOUSA, W. P. The role of disturbance in natural communities. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 15, p. 353-391, 1984.
- SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **J. Anim. Ecol.**, v. 46, p. 337-365, 1977.
- SPEAKER, R.; MOORE, K.; GREGORY, S. Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystem. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 1815-1841, 1981.
- STANLEY, E. H.; BOULTON, A. J. Hyporheic processes during flooding and drying in a Sonoran desert stream. I. Hydrologic and chemical dynamics. **Arch. Hydrobiol.**, v. 134, n. 1, p. 1-26, 1995.
- STANLEY, E. H. FISHER, S. G. Intermittency, disturbance, and stability in stream ecosystem; pp. 271-278. In: ROBARTS, R. D.; BOTHWELL, M. L. (eds.) **Aquatic ecosystem in semi-arid regions: implications for resource management**. N.H.R.I. Symposium Series 7, Environment Canada, Saskatoon, Canada, 1992.
- STEVENSON, R. J. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 9, p. 277-288, 1990.
- SUTHERLAND, J. P. Multiple stable points in natural communities. **Am. Nat.**, v. 108, p. 859-873, 1974.
- SUTHERLAND, J. P. The fouling community at beaufort, North Carolina: a study in stability. **Am. Nat.**, v. 118, n. 4, p. 499-519, 1981.

- SUTHERLAND, J. P. Perturbations, resistance, and alternative views of the existence of multiple stable points in nature. **Am. Nat.**, v. 136, p. 271-273, 1990.
- TABACCHI, E. Structural variability and invasions of pionner plant communities in riparian habitats of the middle Adour river (sw France). **Can. J. Bot.**, v. 73, p. 33-44, 1995.
- THIBODEAUX, L. J.; BOYLE, J. D. Bedform-generated convective transport in bottom sediment. **Nature**, v. 325, p. 341-343, 1987.
- THOMMEN, G. H.; WESTLAKE, D. F. Factors affecting the distribution of population of Apium nodiflorum and Nasturtion officinale in small chalk streams. **Aquatic Bot.**, v. 11, p. 21-36, 1981.
- TILMAN, D. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. **Ecol. Monogr.**, v. 57, p. 3, 189-214, 1987.
- TILMAN, D.; MAY, R. M.; LEHMAN, C. L.; NOWAK, M. A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, p. 65-66, 1994.
- TITUS, J. E. Submersed macrophyte vegetaton and distribution within lakes: line transect sampling. **Lake Res.**, v. 7, p. 155-164.
- TOWNS, D. R. Limnological characteristics of a South Australian intermittent stream, Brown Hill Creek. **Aust. J. Mar. Fresh. Res.**, v. 36, p. 821-837, 1985.
- TRÉMOLIÈRES, M.; CARBIENER, R.; ORTSCHAIT, A.; KLEIN, J. P. Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. **J. Veget. Sci.**, v. 5, p. 169-178, 1994.
- TRISKA, F. J.; KENNEDY, V. C.; AVANZINO, R. J.; ZELLWEGER, G. W.; BENCALA, K. E. Retention and transport of nutrient in a third-order in stream in Northwestern California: hyporheic process. **Ecology**, v. 70, p. 1893-1905, 1989.
- TRISKA, F. J.; DUFF, J. H.; AVANZINO, R. J. Patterns of hydrological exchange and nutreint transformation in the hyporheic of a gravel-bottom stream: examining terrestrial-aquatic linkages. **Freshwater Biol.**, v. 29, p. 259-274, 1993a.
- TRISKA, F. J.; PRINGLE, C. M.; ZELLWEGER, G. W.; DUFF, J. H.; AVANZINO, R. J. Dissolved inorganic nitrogen composition, transformation,

retention, and transport in naturally phosphate-rich and phosphate-poor tropical streams. **Can. J. Fish. Aqua. Sci.**, v. 50, n. 3, p. 665-675, 1993b.

TRISKA, F. J.; DUFF, J. H.; AVANZINO, R. J. The role of water exchange between a stream channel and its hyporeic zone in nitrogen cycling at the terrestrial-aquatic interface. **Hydrobiologia**, v. 251, p. 167-184, 1993c.

TRISKA, F. J.; JACKMAN, A. P.; DUFF, J. H.; AVANZINO, R. J. Ammonium sorption to channel and riparian sediments: a transient storage pool form dissolved inorganic nitrogen. **Biogeochemistry**, v. 26, p. 67-83, 1994.

TUNDISI, J. G. **Produção primária, standing-stock, fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistemas lacustre artificial (Represa do Broa-São Carlos)**. Dept. de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, USP, 1977, 410p. (Tese de Livre-Docência)

TUNDISI, J. G. O modelo Broa. In: **Anais, Comunidade Vegetal como unidade biológica, turística e econômica**. Academia de Ciências do Estado de S. Paulo, p. 99-113, 1978.

VANNOTE, R. L. S.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, G. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aqua. Sci.**, v. 37, p. 130-137, 1980.

WALKER, B. H.; COUPLAND, R. T. Na analysis of vegetation-environmental relationships in Saskatchewan sloughs. **Can. J. Bot.**, v. 46, p. 509-522, 1968.

WALKER, I.; FERREIRA, M. J. N. On the population dynamics and ecology of the shrimp species (Crustacea, Decapoda, Natantia) in the Central Amazonian river Tarumã-Mirim. **Oecologia**, v. 66, p. 264-270, 1985.

WALKER, I. On the structure and ecology of micro-fauna in the central amazonian forest stream "Iguapé da Cachoeira". **Hydrobiologia**, v. 122, p. 137-152, 1985.

WALKER, K. F.; SHELDON, F.; PUCKRIDGE, J. T. A perspective on dryland river ecosystems. **Regul. Rivers: Res. Manag.**, v. 11, p. 85-104, 1995.

WALLACE, B.; WEBSTER, J. R.; CUFFNEY, T. F. Stream detritus dynamics. Regulation by invertebrate consumers. **Oecologia**, v. 53, p. 197-200, 1982.

- WALLACE, J. B.; CUFFNEY, T. F.; GOLDOWITZ, B. S.; CHUNG, K.; LUGTHART, G. J. Long-term studies of the influence of invertebrate manipulations and drought on particulate organic matter export from headwater stream. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 24, p. 1676-1680, 1991.
- WARD, R. **Floods: a geographical perspective**. John Wiley and Sons, New York, 1978.
- WEBSTER, J. R.; WAIDE, J. B.; PATTEN, B. C. Nutrient recycling and the stability of ecosystems; pp. 1-27. In: HOWELL, F. G.; GENTRY, J. B.; SMITH, M. H. (eds.). **Mineral cycling in southeastern ecosystems**. ERDA Symposium Series, Washington, D.C., 1975.
- WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystem. **Ann. Ver. Ecol. Syst.**, v, 17, p. 567-594, 1986.
- WHITE, P. S. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. **Bot. Review**, v. 45, p. 229-299, 1979.
- WHITE, P. S.; PICKETT, S. T. A. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction; pp. 3-9. In: PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. (eds.) **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, New York, 1985.
- WHITTAKER, R. H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, v. 147, p. 250-260, 1965.
- WHITTAKER, R. H. **Communities and Ecosystems**. MacMillan, N.Y., 1975.
- WILLIAMS, D. D.; HYNES, H. B. N. The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. **Freshwater Biol.**, v. 4, p. 233-256, 1976.
- WINTERBOTTOM, J. H.; ORTON, S.; HILDREW, A. G.; LANCASTER, J. Field experiments on flow refugia in streams. **Freshwater Biol.**, v. 37, p. 569-580, 1997.
- WOODIN, S. A. Refuges, disturbance, and community structure: a marine soft-bottom example. **Ecology**, v. 59, n. 2, p. 274-284, 1978.

APÊNDICE

- Ortofosfato: Fósforo Reativo Solúvel:

- Princípio: em uma solução adequadamente acidificada o fosfato reage com o molibdato para formar o ácido molibdato-fosfórico, que é então reduzido para um complexo de molibdenium azul, intensamente colorido e determinado espectrofotometricamente. A sensibilidade pode ser aumentada através da extração do complexo azul com um solvente orgânico (hexanol).

- Reagentes:

a) Ácido sulfúrico (14% v/v.): adicionar cuidadosamente 140 ml (70) de ácido sulfúrico concentrado em 700 ml (350) de água destilada. Esfriar e completar o volume para 1 litro (500 ml).

b) Solução de Molibdato de Amônia: dissolver 30g (15) de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ em 800 ml (400) de água destilada quente. Esfriar e completar para um litro (500 ml)

c) Ácido ascórbico: dissolver 2,7 g de ácido ascórbico em água e completar para 100 ml. Esta solução não deve ser guardada. Deverá ser preparada antes de ser usada, ou estocada no refrigerador somente por poucos dias.

d) Solução de Tartarato de Potássio e Amônio: dissolver 0,68 g (0,34) de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ em água e completar para 200 ml (100).

e) Solução padrão de fosfato: dissolver 4,390 g de KH_2PO_4 em água destilada e completar para 1 litro. 1 ml contém 1 mg de PO_4 . Depois diluir a solução padrão (f)x1000, tal que 1 ml contenha 1 μg P. Esta solução deve ser preparada no dia do uso.

f) Solução mista: preparar imediatamente antes do uso. Misturar os reagentes nas seguintes proporções: a: 5 (100 ml); b: 2 (40 ml); c: 2 (40 ml); d: 1 (20 ml).

g) Procedimento: transferir 40 ml da amostra filtrada para um frasco graduado de 50 ml. Adicionar 8 ml de reagente misto, misturar e completar o volume para 50 ml com água destilada. Após 10 min. medir a absorvância da solução à 880 nm, contra o branco da água destilada. Uma concentração de 100 mg de PO₄ p/c dará uma absorvância de cerca de 0,23. Fazer uma curva padrão das concentrações desejadas. Coloração azul.

- Nitrato:

- Reagentes:

a) Salicilato de sódio: 1g (5) de salicilato de sódio para 200 ml (500) de água destilada.

b) Ácido sulfúrico 36N (95% concentração).

c) Hidróxido de sódio 10 N: 200g (400) de hidróxido de sódio para 500 ml (1000) de água destilada.

d) Hidróxido de sódio 2,5 N: 50 g (100) de hidróxido de sódio para 500 ml (1000) de água destilada.

e) Solução estoque de nitrato: 0,7218 g de nitrato de potássio, anidro, KNO₃, em 1 litro de água destilada. Esta solução contém 100 mg/l de Nitrato (1 ml contém 0,10 mg de N= 1 ml 100µg).

- Procedimento: Colocar 10 ml de amostra filtrada (ou uma alíquota adequada) em uma cápsula de porcelana. Adicionar 1 ml de solução de salicilato (a). Colocar a cápsula em banho-maria e evaporar o seu conteúdo por ½ hora. Adicionar 1 ml de ácido sulfúrico(b) e esperar 10 min. Adicionar

5 ml de água destilada (dezinionizada) e despejar tudo em balão de 25 ml lavando duas vezes a cápsula com 1,5 ml de água dezinionizada. Adicionar 7 ml de hidróxido de sódio 10 N (c). Completar para 25 ml com hidróxido de sódio 2,5 N (d) e agitar bem. Medir a absorbância a 420 nm.