

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

JOSÉ ANTONIO ARENAS IBARRA

Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS)

Maringá
2008

JOSÉ ANTONIO ARENAS IBARRA

Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS)

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho

Maringá
2008

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

A681a Arenas Ibarra, José Antonio, 1972-
Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS) / José Antonio Arenas Ibarra. -- Maringá, 2008.
72 f. : il. color.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2008.

Orientador: Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho.

1. Hidrologia fluvial - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Conectividade hidrológica - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Ecologia de Paisagem - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -551.48309816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

JOSÉ ANTONIO ARENAS IBARRA

Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS)

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho
GEMA/Departamento de Geografia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Juan José Neiff
Centro de Estudios de Ecología del Litoral (Cecoal) /Concejo Nacional de Investigaciones en
Ciencia y Tecnología (Conicet) - Corrientes, Argentina.

Prof. Dr. Paulo César Rocha
Unesp/Presidente Prudente, SP

Prof. Dr. José Candido Stevaux
GEMA/Departamento de Geografia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/ Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 28 de abril de 2008.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico a minha mãe Gloria Ibarra Ortega, meu Pai Luis Ismael Arenas Campoverde (*In memoriam*), e minha família (Gloria, Lucho, Chela, Ana, Valeria, Daphne, Diana, Liana, Gino e Eli).

A todos os que ajudaram a finalizar com sucesso esta tese.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho pela oportunidade brindada, a confiança e ajuda nos momentos difíceis.

Ao Dr. Juan José Neiff por compartilhar sua sabedoria fluviológica e de vida.

A Fernando Mayer Pelicice, Ana Petry, Leandro Junio Fulone, e Sayuri e Harumi Fujita, amigos em qualquer tempo ou lugar.

A Cristina Pereira da Silva, amiga e companheira dos momentos bons e ruins.

A legião estrangeira do Nupélia Victor Ulloa, Martin Cesar Maria Blettler, Luis Espínola e Héctor Vera Alcaraz, pela amizade, companheirismo e ajuda nos momentos difíceis.

Aos peladeiros nupelianos, especialmente Ciro, Nadson e Tica pelos momentos de descontração.

Ao pessoal do: GEMA, (em especial a Maria Moraes, Harumi Fujita e a turma de Geoprocessamento (Ismar, Édipo, Eduardo, Ericsson e Vladimir), laboratório de Zoobentos (Alice e Cia.), Limnologia (especialmente a Du e a Natalia) Zooplâncton, Ictiologia, Ictioplâncton e Perifíton, pela amizade, companheirismo e ajuda nos momentos difíceis.

Aos peixólogos Rodrigo Fernandes, David Hoeninghaus e Edson Fontes pela amizade, ajuda na pesquisa bibliográfica e sugestões.

Aos Doutores Sidnei Magella Thomaz, Luiz Carlos Gomes, Claudia Bonecker, Horacio Julio Jr., Erivelto Goulart, Manoel Santos, Nelson Gasparetto e Jose Candido Stevaux, pelas conversas enriquecedoras, conselhos e ensinamentos.

Ao Professor Doutor Ângelo Antonio Agostinho pelo apoio no trabalho de campo.

Aos profissionais estrangeiros que me brindaram um pouquinho da sua sabedoria: Edgardo Latrubesse, Edmundo Drago, Oscar Orfeo e Mario Amsler

Ao pessoal do SEMA-MS e do Parque Estadual das várzeas do Ivinhema por acolher-me na sede do parque e permitir as pesquisas.

Ao CNPq, CAPES, NUPÉLIA e Ministério de Relações Exteriores do Brasil pela subvenção dos meus estudos de Doutorado.

Ao pessoal da biblioteca (Salette e João) secretária do Curso de Pós-graduação e Nupélia, pela atenção e carinho.

Ao pessoal da base avançada de pesquisas do Nupélia, Tião e Alfredo, e os barqueiros independentes (Cidão, Agaito e David) pela ajuda no trabalho de campo.

Aos amigos que desde o Peru sempre me deram uma força para seguir progredindo (Eli, Ridthberg, Karina, Claudia, Mariela, Daniel, Ysela e Lobito).

“Ainda bem que chegamos a um paradoxo. Agora, há esperança de conseguirmos algum progresso”.

Niels Bohr.

“O importante é não deixar de fazer-se perguntas”

Albert Einstein.

“A ciência é uma empresa essencialmente anarquista; o anarquismo teórico é mais humanista é mais apropriado para estimular o progresso que suas alternativas baseadas na lei e a ordem”.

Paul Feyerabend.

“Um rio é parte de um ecossistema maior que é a paisagem de sua respectiva bacia hidrográfica. A função do rio nesta bacia é a de eliminar produtos finais do processo metabólico do ecossistema, orgânicos e inorgânicos, vivos e não vivos. O rio transporta estes produtos depois de uma maior ou menor remineralização e, logo após eventuais deposições intermediárias, os levam até um grande reservatório definitivo, que são os oceanos. Desta forma, o rio representa um sistema renal na fisiologia de uma paisagem. A função renal é o papel primordial dos rios no contexto ecológico das paisagens, que permite que se possa usá-lo como indicador de certas condições ou processos que ocorrem em suas cabeceiras”

Harald Felix Ludwig Sioli.

“Quem melhor conceitualizar o sistema em estudo é quem tem melhores possibilidades de êxito em lograr sua compreensão e explicação.”

Juan José Neiff.

Aplicações fluviológicas na planície do alto rio Paraná (PR-MS)

RESUMO

Foram utilizados os conceitos do que tem sido chamado fluviologia, o estudo dos sistemas fluviais considerando abordagens biológicas, hidrológicas, geomorfológicas e de toda ciência que contribua para nosso melhor entendimento destes ambientes. Sobre a conectividade hidrológica no macrossistema fluvial do alto rio Paraná e a influência dos reservatórios a montante, avaliou-se a influência dos reservatórios a montante do macrossistema fluvial do alto rio Paraná. A série temporal hidrométrica da estação de Porto São José (PR) foi dividida em quatro períodos: 1964 -1971 (período natural), 1972-1981, 1982-1997 e 1998-2007. Consideraram-se dois níveis de conectividade: 3,5 m e 15000 m³/s determinando-se diversas variáveis da função FITRAS e índices relacionados que foram analisadas mediante ANOVA. Verificou-se que a variabilidade anual, intensidade, amplitude, número de pulsos, elasticidade, frequência de potamofases e o índice de conectividade modificaram-se após 1964-1971 e se intensificaram a partir de 1998-2007, ano do fechamento da barragem mais próxima do macrossistema. Estas modificações aconteceram em ambos os níveis considerados, sendo mais evidentes no nível de 15000 m³/s. Conclui-se que a conectividade entre a calha do rio Paraná e os ambientes da sua planície de inundação modificou-se influenciada pela operação das barragens situadas a montante do trecho estudado, comprometendo o funcionamento do macrossistema e a biologia das espécies que nele se desenvolvem. Sobre a estrutura da paisagem no Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e sua importância para a conservação de macrossistemas fluviais avaliaram-se a diversidade paisagística e os atributos hidrológicos de três setores do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema visando relacioná-las. Os setores considerados foram Baía-Canal Ipoitã (BAIA-IPO) Canal Ipoitã- Ivinheminha (IVINH) e Ivinheminha-3^{ra} Foz do rio Ivinhema (FOZ). A determinação da diversidade paisagística foi feita sobre uma imagem Landsat 7 (09/08/00), classificada em base às células de água, solo exposto, vegetação arbustiva/gramíneas, bosque fluvial e bacia de inundação. Calcularam-se os índices de composição de paisagem de riqueza, diversidade, equitatividade e dominância. Calcularam-se os atributos hídricos da f FITRAS para os três pontos geográficos de menor altitude de cada setor. O setor BAIA-IPO teve a maior riqueza e dominância predominando a vegetação arbustiva/gramíneas. O Setor IVINH apresentou a maior diversidade, equitatividade e maior área alagada. Os setores BAIA-IPO e FOZ tiveram diferenças nos atributos da FITRAS. Conclui-se que a geomorfologia e o regime de pulsos influenciam fortemente a composição paisagística em macrossistemas fluviais e que estas variáveis devem se considerar para a gestão de unidades de conservação que incluam macrossistemas fluviais na sua área.

Palavras-chave: Macrossistema fluvial do alto rio Paraná. FITRAS. Conectividade hidrológica. Diversidade paisagística. Parque Estadual das Ilhas e Várzeas do rio Ivinhema.

Fluviological applications in upper Parana River floodplain (PR-MS)

ABSTRACT

This thesis was performed using approaches of what has been called “fluviology”, the study of fluvial systems considering approaches came from biology, hydrology, geomorphology and from all science that contributes to our better understanding of riverine systems. The first article, "Hydrological connectivity in the upper Parana fluvial macrosystem: influence of upstream dams" focuses on the influence of upstream reservoirs in the hydrological connectivity in upper Parana fluvial macrosystem. Hydrometric time series of Porto São José station (PR) was divided into four periods: 1964 -1971 (natural period), 1972-1981, 1982-1997 and 1998-2007. The connectivity levels of 3.5 m. and 15000 m³/s were considered, providing several variables of the FITRAS function and related indices, calculated from hydrometric records that were analyzed by ANOVA. Changes were evident after 1964-1971 intensified after 1998-2007, period of closure and functioning of the closer dam to the macrosystem. These changes occurred in both levels considered, being more evident in the level of 15000 m³/ s. The conclusion is that connectivity between the main course of Parana river and its floodplain was modified influenced by the operation of dams located upstream of the stretch studied, compromising the functioning of macrosystem and biology of the its species. The second article, "Landscape structure in the State Park of Ivinhema's river Varzeas and its importance for the conservation of fluvial macrosystems" landscape diversity and hydrologic attributes were evaluated in three sectors of the State Park of Ivinhema's river Varzeas aiming related them. The sectors considered were Baia- Ipoitã Channel (BAIA-IPO), Ipoitã Channel-Ivinheminha (IVINH) and Ivinheminha- 3rd mouth of Ivinhema river (FOZ). The determination of landscape diversity was made on Landsat 7 TM image (09/08/00), classified according to the patches of water, exposed soil, shrub / grassland vegetation, fluvial forest and flooding basin. Landscape composition indexes of richness, diversity, equitability and dominance were considered. Hydrologic attributes of *f* FITRAS were calculated for the three geographic points of minor altitude at each sector. BAIA-IPO sector had the biggest richness and dominance with shrub vegetation/ grassland patches predominantly. IVINH sector showed the highest diversity, equitability and largest flooded area. BAIA-IPO and FOZ sectors had differences in the *f* FITRAS attributes. Geomorphology and the regime of pulses strongly influenced the landscape composition in fluvial macrosystem. These factors should be considered for the management of conservation units that include fluvial macrosystems river in its area.

Keywords: Fluvial macrosystem of upper Parana River. FITRAS. Hydrological connectivity. Landscape diversity. State Park of Ivinhema's River Varzeas.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CONECTIVIDADE HIDROLÓGICA NO MACROSSISTEMA FLUVIAL DO ALTO RIO PARANÁ: influência dos reservatórios a montante

Figura 1 - Atributos da conectividade hidrológica estudados..	22
Figura 2 - Macrossistema fluvial do alto Paraná.	22
Figura 3 - Planície de inundação do alto rio Paraná e zonas de inundação	23
Figura 4 - Níveis de conectividade e processos no macrossistema fluvial do alto Paraná.....	25
Figura 5 - Ciclo hidrológico do rio Paraná no hidrômetro de Porto São José, períodos hidrológicos estudados e níveis de conectividade avaliados.	26
Figura 6 - Diferentes situações de alagamento na planície do alto Paraná.....	30
Figura 7 - Anova por período dos coeficientes de variabilidade anuais das médias diárias. ..	31
Figura 8 - Variação da frequência de potamofases e conectividade (3,5 m e 15000 m ³ /s).....	32
Figura 9 - Anova da frequência anual de potamofases (3,5 m e 15000 m ³ /s)..	32
Figura 10 - Anova do índice de conectividade (3,5 m e 15000 m ³ /s).....	33
Figura 11 - Anova do índice de elasticidade, n° de dias em potamofase e limnofase (3,5 m) e n° de dias em potamofase (15000 m ³ /s).....	34
Figura 12 - Anova do n° de dias em potamofase (15000 m ³ /s).....	34
Figura 13 - Anova do n° de pulsos completos (3,5 m e 15000 m ³ /s).....	35
Figura 14 - Anova da amplitude média de potamofases (3,5 m e 15000 m ³ /s).....	35
Figura 15 - Anova da intensidade média de potamofases e limnofases (3,5 m) e da intensidade máxima (potamofase) e mínima (limnofase) anuais.....	36
Quadro 1 - Níveis de conectividade e processos ecológicos em diversos níveis hidrométricos e vazões na estação hidrométrica de Porto São José no macrossistemas fluvial do alto Paraná. .	24
Quadro 2 - Atributos calculados.....	28
Quadro 3 - Níveis hidrométricos e vazões em Porto São José um dia antes, um dia depois e no dia do imageamento do sensor landsat TM 5.	29
Quadro 4 - Coeficiente de variabilidade das médias diárias em Porto São José (1964-2007). .	31
Quadro 5 - Média anual dos coeficientes de variabilidade dos registros diários (CVD) e coeficiente de variabilidade diário máximo (CVDmax) durante os anos 2000-2003.	31

ESTRUTURA DA PAISAGEM NO PARQUE ESTADUAL DAS VÁRZEAS DO RIO IVINHEMA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO DE MACROSSISTEMAS FLUVIAIS

Figura 1 - Parque estadual das várzeas do ivinhema e unidades de conservação	55
Figura 2 - Setores do parque estadual das várzeas do rio ivinhema.....	56
Figura 3 - Atributos do ciclo hidrológico estudados	57
Figura 4 - Procedimento metodológico	57
Figura 5 - Imagem landsat TM 7 09/08/00 classificada. Composição R(4),G(3)B(2).....	58
Figura 6 - Área das células de paisagem por setor	59
Figura 7- Métricas de paisagem por setor	60
Figura 8 - Dinâmica de pulsos em Porto Caiuá e Porto São Jose.....	61
Quadro 1 - Descrição das células de paisagem consideradas.....	56
Quadro 2 - Área das células de paisagem em cada setor estudado.....	59
Quadro 3 - Métricas de paisagem por setor.	59
Quadro 4 - Posição Geográfica (UTM, WGS 84) das áreas de menor altitude de cada setor..	60

Tese elaborada e formatada conforme
as normas da publicação científica
Ecohydrology and hydroecology.
Disponível em:
<<http://www.journal.ecohydrol.pl>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
	Referências	14
2	CONECTIVIDADE HIDROLÓGICA NO MACROSSISTEMA FLUVIAL DO ALTO RIO PARANÁ: influência dos reservatórios a montante	16
	Resumo.....	16
	Abstract	16
2.1	INTRODUÇÃO	18
2.1.1	Bases teóricas para proteger os sistemas fluviais	18
2.1.2	Alguns antecedentes no macrossistema fluvial do alto paraná	20
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	21
2.2.1	Definições e conceitos-chave	21
2.2.3	Níveis de conectividade no macrossistema fluvial do alto paraná	24
2.2.2	Área de estudo	23
2.3	RESULTADOS	29
2.2.4	Análise de dados	26
2.4	DISCUSSÃO	36
	Referências	44
3	ESTRUTURA DA PAISAGEM NO PARQUE ESTADUAL DAS VÁRZEAS DO RIO IVINHEMA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO DE MACROSSISTEMAS FLUVIAIS	50
	Resumo.....	50
	Abstract	50
3.1	INTRODUÇÃO	52
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS	53
3.2.1	Área de estudo.....	53
3.2.2	METODOLOGIA	54
3.3	RESULTADOS	57
3.4	DISCUSSÃO	61
	Referências	63
4	DISCUSSÃO FINAL	66
4.1	NO CAMINHO DA FLUVIOLOGIA/ECOHIDROLOGIA	66
	REFERÊNCIAS	70

1 INTRODUÇÃO

Desde os primeiros alvares da humanidade, nossa espécie e seus ancestrais tiveram sua vida profundamente ligada aos sistemas fluviais. Não é por acaso que muitas das maiores culturas da antiguidade floresceram ao influxo do pulsar de grandes rios. Os Egípcios, Assírios, e Babilônicos, Chineses e Indianos souberam aproveitar os benefícios dos rios Nilo, Tigris e Eufrates, Yangtzé, Ganges e Brahmaputra respectivamente, sofreram às vezes com sua braveza, mas no fim investiram séculos de pesquisa e observação dos seus ciclos naturais para um convívio frutífero e harmonioso entre a natureza humana e a natureza dos grandes rios.

Um convívio frutífero e harmonioso leva implícito o respeito de um pelo outro. Na relação homem rio este se perdeu já faz tempo e hoje em dia são poucos os lugares onde ainda existem rios prístinos. No intuito por obter cada vez maior benefício econômico o regime natural dos rios e no geral a conservação de sua natureza de sistema ecológico dinâmico tem sido muito modificada. E bem verdade que muitas das grandes obras de engenharia têm contribuído em muito no desenvolvimento econômico e em melhorar a qualidade de vida das populações humanas, mas também, em muitos casos os impactos ambientais e sociais foram elevados demais em relação aos benefícios obtidos. Esta última frase pertence ao relatório da comissão mundial de barragens (2001) e são precisamente as barragens a principal ameaça para a conservação do rio Paraná em território Brasileiro. Não é que todas as barragens sejam ruins (embora, contrariamente ao que manifestam muitas construtoras, estas sempre geram impactos), mas no caso de uma barragem mal planejada (ou com a visão de um lado só da problemática) geralmente os benefícios econômicos tendem a cair nos bolsos dos mais ricos, enquanto que os problemas ambientais geralmente recaem sobre os ombros dos mais pobres (Sioli, 1986).

Não se pode ser omissos do problema e jogar toda a culpa as barragens, aos empreendedores. O profissional ambiental que trabalha em sistemas fluviais tem também sua parcela de culpa. No caso específico dos ecólogos/limnólogos fluviais (nos quais me incluo), embora sucessivos desenvolvimentos da teoria ecológica fluvial tenham identificado os principais processos para a conservação dos sistemas fluviais, persiste a tendência em focar o interesse em alguns poucos grupos taxonômicos e em realizar estudos em escala local. Não que estes estudos não sejam importantes, são certamente fundamentais e a teoria construída sobre estas abordagens tem ajudado em muito a compor o corpo conceitual da ecologia/limnologia fluvial como ciência. Porém não é suficiente. Os processos ecológicos em sistemas fluviais têm de ser estudados em uma abordagem transdisciplinar, porque a compreensão da sua dinâmica caracteristicamente demanda o conhecimento de seus aspectos hidrológicos, geomorfológicos, de ecologia fluvial e de ecologia da paisagem. Certamente as diferentes tradições e convenções de tão diversas áreas científicas, causam confusões na terminologia, conceitos chave e escalas espaciais e temporais de trabalho, exacerbando as dificuldades na compreensão da dinâmica dos rios. Isto, no entanto não deve ser obstáculo para encarar o problema de vez: os rios precisam ser estudados desde uma perspectiva mais abrangente que a utilizada aos tradicionais estudos ecológicos.

O grande mestre Harald Felix Ludwig Sioli (1910–2004), ofereceu ao Brasil mais de 40 anos de sua gloriosa e cientificamente fértil existência, desbravando o campo do que hoje alguns chamam do “novo paradigma da ecohidrologia”. Incorporou conceitos de limnologia, geomorfologia, geologia, ecologia, ecologia da paisagem e biologia da conservação para a elaboração de conceitos interdisciplinares. Sua visão de que as águas dos rios são resultantes dos processos que ocorrem nas diferentes paisagens da bacia de drenagem foi fundamental para que se começasse a enxergar a bacia amazônica como uma grande paisagem. A base destes conceitos foi acunhada por Sioli em 1950. Outro pesquisador notável Julian Rżóska,

pesquisador polonês pioneiro em compreender a dinâmica fluvial do rio Nilo, recomendava que todo pesquisador do campo biológico que estudasse rios devia ser proficiente no entendimento de seus aspectos hidráulicos e hidrológicos. Para Rzóska um rio é uma paisagem dependente da interação água-terra ao longo da bacia hidrográfica e de suas características geológicas, geomorfológicas, hidráulicas, hidrológicas e biológicas (Rzóska, 1978). Em 1990 Juan José Neiff, influenciado por Rzóska e Sioli, propôs a criação da *fluviologia*, uma nova ciência para o estudo dos rios com foco nos estudos das bacias hidrográficas, em abordagens geológicas, geomorfológicas, hidrológicas e biológicas em diferentes escalas (Neiff, 1990).

Nos tempos atuais diversos pesquisadores enfatizam a necessidade da abordagem transdisciplinar no estudo dos rios (Poole 2002, Ward *et al.* . 2002, Hannah *et al.* . 2007). Isto levou a criação da ecoidrologia, definida como o “estudo das inter-relações funcionais entre a hidrologia e a biota na escala de bacia hidrográfica” (Zalewski, Wagner-Lotkowska, 2004), pretende ser o novo paradigma que responda às inquietudes da sociedade por serviços ecológicos prestados pelos rios. Nesse sentido o atual atraso de 58 anos, 30 anos e 18 anos em seguir a trilha de Sioli, Rzóska e Neiff, respectivamente parece estar chegando ao fim.

Esta tese esta profundamente influenciada pelas ideias vertidas linhas acima e pelo meu contraste da tradicional visão limnológica dos rios, com a qual fui formado, com a que tem os profissionais da área geográfica destes mesmos ambientes. Curiosamente Harald Sioli, tão citado nesta introdução, deve ter sido um dos profissionais da área biológica (era fisiologista) mais próximos da área geográfica dos quais tenho noticia. Em respeito a ele prefiro adotar no título da tese o termo acunhado por um dos seus principais seguidores (Juan José Neiff), na minha limitada e imperfeita tentativa de fazer pesquisa em ambientes fluviais sobre os ombros destes grandes mestres. Compõem a tese dois artigos: Conectividade hidrológica no macrossistema fluvial do alto rio Paraná: influência dos reservatórios a montante, que utiliza abordagens hidrológicas (porque não fluviológicas?) e ferramentas de sensoriamento remoto para propor uma metodologia alternativa para avaliar quantitativamente o impacto dos reservatórios sobre o macrossistema (rio+planície) do alto Paraná em dois níveis de conectividade. No segundo artigo, estrutura da paisagem no Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e sua importância para a conservação de macrossistemas fluviais, utilizam-se abordagens de ecologia da paisagem e relacionam-se com a dinâmica fluvial de três setores funcionalmente distintos do parque do Ivinhema. Espero que os resultados obtidos com a mistura das diversas abordagens utilizadas encorajem outros biólogos a nos acompanhar na tentativa de nos tornar fluviólogos.

REFERÊNCIAS

- Hannah, D.M., Wood, P.J., Sadler, J.P . 2007. Hydroecology and ecoidrology: a potential route forward? *Hydrol. Process.* 21: 3385-3390.
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, Caracas, 15(6): 424-441
- Rzóska J. 1978. On the nature of rivers: with case stories of Nile, Zaire, and Amazon. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 67 p.
- Poole, G. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshw. Biol.* 47: 641–660
- Sioli, H. 1950. Das Wasser im Amazonasgebiet. *Forschungen und Fortschritte*, 26:274-280.
- Sioli, H. 1986. Tropical continental aquatic habitats. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*. Massachusetts: Sinauer Press, p. 383-393.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, B., Claret, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater. Biol.* 47: 517-539.

WCD (2000). Dams and Development: a new framework for decision-making (Final Report). 448 p.

Zalewski, M. e Wagner-Lotkowska, I. 2004. Integrated watershed management – Ecohydrology , Phytotechnology - manual. Venice: UNESCO (IHP), UNEP (IETC),146p.

2 CONECTIVIDADE HIDROLÓGICA NO MACROSSISTEMA FLUVIAL DO ALTO RIO PARANÁ: INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS A MONTANTE

RESUMO

A influência das barragens a montante do macrossistema do alto rio Paraná na conectividade hidrológica, foi avaliada combinando as abordagens do fluxo natural e da conectividade. A série temporal hidrométrica da estação de Porto São José (PR) foi dividida em quatro períodos: 1964 -1971 (período natural), 1972-1981, 1982-1997 e 1998-2007. Os níveis de conectividade de 3,5 m. e 15000 m³ /s foram considerados, calculando-se diversas variáveis da função FITRAS que foram analisadas com ANOVA. A variabilidade anual, a intensidade, amplitude, número de pulsos, elasticidade, frequência de potamofases e o índice de conectividade mudaram depois 1964-1971 e estas mudanças intensificaram-se desde 1998-2007, período do fechamento da barragem mais próxima do macrossistema. As mudanças foram observadas em ambos os níveis de conectividade considerados, sendo mais evidentes no nível de 15000 m³/s, que se mostrou funcionalmente importante. O método implementado permitiu demonstrar quantitativamente que a conectividade entre o curso principal do rio e os ambientes da planície mudou influenciada pela operação das barragens a montante, comprometendo o funcionamento do macrossistema e a biologia das espécies que se desenvolvem nele.

Palavras chave: rios represados, pulso hidrossedimentológico, conectividade hidrológica, FITRAS, níveis de conectividade, fluxo natural, software pulso.

ABSTRACT

Influence of upstream dams in the hydrological connectivity of upper Paraná macrosystem was evaluated combining natural flux and connectivity approaches. Hydrometric series of Porto San Jose station (PR) was divided into four periods: 1964 -1971 (natural period), 1972-1981, 1982-1997 and 1998-2007. The connectivity levels of 3.5 m. and 15000 m³ / s were considered, providing several variables of the function FITRAS and related indices that were analyzed by ANOVA. The annual variability, intensity, amplitude, number of pulses, elasticity, frequency of potamophases and connectivity index are changed after 1964-1971 and these changes have intensified from 1998-2007, period of closure and functioning of the closer dam to the macrosystem. These changes occurred in both levels considered, being more evident in the level of 15000 m³ / s, that proved to be functionally important. The method

improved enable to demonstrate in quantitative way, that connectivity between the main channel of the Parana River and the environments of its floodplain has changed influenced by the operation of dams, located upstream of the stretch studied, compromising the functioning of macrosystem and the biology of species that grown in it.

Keywords: Dammed rivers, hydro-sedimentologic pulse, hydrological connectivity, connectivity levels, FITRAS, natural flux, Pulso software.

2.1 INTRODUÇÃO

2.1.1 Bases teóricas para proteger os sistemas fluviais

O incremento da perda das condições naturais dos sistemas fluviais do mundo tem transformado a conservação destes sistemas em um dos mais importantes objetivos científicos deste século (Nilsson *et al.* 2005; Poff *et al.* 2008). Sucessivos desenvolvimentos da teoria ecológica fluvial têm identificado os principais processos para a conservação dos sistemas fluviais: a manutenção do regime de fluxo natural e a conectividade (Ward, Stanford 1995a, b; Poff *et al.* 1997; Bunn, Arthington 2002; Pringle 2003). Estes processos têm de ser estudados em uma abordagem interdisciplinar, porque a compreensão da sua dinâmica caracteristicamente demanda o conhecimento de seus aspectos hidrológicos, geomorfológicos, de ecologia fluvial e de ecologia da paisagem (Neiff 1990; Zalewski 2000; Poole 2002; Ward *et al.* 2002; Hannah *et al.* 2004, 2007). No entanto, as diferentes tradições e convenções de tão diversas áreas científicas, causam confusões na terminologia, conceitos chave e escalas espaço-temporais de trabalho, exacerbando as dificuldades na compreensão da dinâmica dos rios. (Bond *et al.* 2003; Petts *et al.* 2006; Hannah *et al.* 2007).

A abordagem da manutenção do regime de fluxo natural tem sido tradicionalmente desenvolvida por pesquisadores afins à hidrologia (Leopold *et al.* 1964; Poff *et al.* 1997; Richter *et al.* 1997; Puckridge *et al.* 1998; Rocha 2002; Souza-Filho *et al.* 2004; Silva 2005). Nesta abordagem geralmente se compara rios de fluxo regulado com rios ainda prístinos (Poff *et al.* 1997; Richter *et al.* 1997; Puckridge *et al.* 1998) ou se analisa a serie histórica de um rio dividida em períodos pré e pós-barramento (Rocha 2002; Souza-Filho *et al.* 2004; Silva 2005). O intuito principal é verificar as alterações ou diferenças da recorrência e permanência de fluxos médios, altos e baixos, e do nível de margens plenas e margens plenas naturais (Poff, Ward 1989; Poff *et al.* 1997; Richter *et al.* 1997; Rocha 2002; Souza-Filho *et al.* 2004; Silva 2005; Petts *et al.* 2006). A principal crítica a esta abordagem é que apresenta limitações para definir um espectro completo e amplo de fluxos ecologicamente aceitáveis para proteger os ecossistemas ribeirinhos (Petts 2006, 2007).

O conceito de conectividade é originário da ecologia de paisagens terrestres e foi introduzido na ecologia fluvial para descrever conexões laterais em grandes rios (Amoros, Roux 1988), mas tem sido tacitamente reconhecido como um processo fundamental da dinâmica fluvial desde a metade do século passado (Arenas-Ibarra, 2008a). A conectividade atua interativamente em várias vias ao longo de uma dimensão temporal e três dimensões espaciais: longitudinal (cabeceira-foz) lateral, (rio-planície de inundação/áreas ribeirinhas) e

vertical (rio-lençol freático/planície) (Ward, Stanford 1995 a,b). Atualmente a conectividade hidrológica é definida como a transferência de matéria e energia através da água ao longo da paisagem fluvial (Ward *et al.* 2002) ou transferência de matéria, energia, e/ou organismos entre ou dentro dos elementos do ciclo hidrológico mediada pela água (Pringle 2003).

Apesar da utilidade e aceitação destas definições, elas são fundamentalmente descritivas e não sugerem uma forma quantitativa para medir este processo. As tentativas para avaliar a influência da conectividade na dinâmica fluvial tem sido relacionada com (1) Distância ao canal principal (Amoros, Roux 1989; Ward, Stanford 1995b), (2) Características dos corpos de água e tipo de conexão (Bornette *et al.* 1998; Agostinho *et al.* 2001; Arenas-Ibarra 2002; Drago *et al.* 2003), (3) Gradiente temporal de conexão (Amoros 2001; Okada *et al.* 2003), (4) Proporção relativa de conexão superficial (Ward *et al.* 2002 b) ou (5) Diferentes fases temporais refletindo o tipo de conexão e descarga (Tockner *et al.* 2000). Obviamente, as diversas tentativas teóricas resultam em diferentes conclusões, embora todas enfatizem e demonstrem a importância da conectividade na estruturação e conservação da biodiversidade nos rios.

Em um artigo fundacional Ward, Tockner (2001) mencionaram que os fundamentos teóricos da ecologia fluvial muitas vezes não refletem plenamente o papel crucial da complexidade espacial e dinâmica fluvial nos sistemas fluviais. Esforços nesse sentido focalizam-se na importância de considerar a abordagem interdisciplinar (Zalewski 2000; Hannah *et al.* 2004, 2008). Usando essa perspectiva, a conectividade e a abordagem do fluxo natural podem ser combinadas em um conceito funcional e operativo para a avaliação da dinâmica fluvial e sua perturbação pelas barragens, tendo em consideração os seguintes princípios:

1) Os rios são um mosaico de células de paisagem organizadas hierarquicamente (Pringle *et al.* 1988; Poole 2002). De acordo com esta perspectiva, os rios têm diferentes necessidades de fluxo, em cada segmento da bacia e até mesmo dentro de cada segmento, devido a mudanças estruturais em suas múltiplas variáveis que regulam a transmissão do fluxo (geologia, geomorfologia, geometria hidráulica do canal, e conformação de células de paisagem e habitat). Nas planícies aluviais Neiff (1990, 2004) chamou estas condições diferenciais de pulso *assinaturas hidrológicas*. Estas assinaturas desempenham um papel importante na manutenção de níveis elevados de biodiversidade e heterogeneidade de habitat dentro de corredores fluviais (Ward, Tockner 1999; Amoros *et al.* 2002; Ward *et al.* 2002).

2) A dinâmica do fluxo (conectividade longitudinal) e do pulso hidrossedimentológico (conectividade lateral) pode ser caracterizada por seus atributos: frequência, intensidade,

tensão, recorrência, amplitude e tensão, FITRAS (Poff, Ward 1989; Neiff 1990; Poff *et al.* . 1997; Richter *et al.* 1997; Neiff 2001). Esta abordagem pode ser estendida a outras dimensões da conectividade.

3) A transmissão do fluxo e do pulso ao longo da paisagem fluvial (Ward *et al.* 2002) ou macrossistema fluvial (Neiff 1990) é mediada pela conectividade hidrológica entre as células de paisagem. Como processo paisagístico, a conectividade hidrológica é mediada pela conformação espacial e estrutura. Determinantes da conectividade longitudinal são: o padrão de canal, a geometria hidráulica de um segmento do rio e sua história geológica (Leopold *et al.* 1964; Knighton 1999). Adicionalmente na conectividade lateral a topografia e a estrutura geomorfológica da várzea são também importantes funções de força. (Neiff 1990; Amoros, Bornette 2002; Neiff, Poi de Neiff 2003; Casco 2004).

De acordo com estes três princípios uma determinada condição de fluxo em um segmento de rio pode estar relacionada à conectividade entre determinados grupos de células de paisagem do macrossistema fluvial. Inversamente, a conectividade hidrológica em um segmento do rio seja entre este e sua várzea ou entre outras células de paisagem pode-se expressar em função de seus atributos FITRAS. Esta abordagem pode ser usada para avaliar as alterações hidrológicas na conectividade devido à regulação do fluxo pelas barragens através do tempo e o espaço em uma maneira quantitativa. Esta conceituação teórica é uma extensão dos inspiradores aportes de Neiff (1990; 2001; 2004), Neiff, Poi de Neiff (2003), Casco (2004) e Casco *et al.* (2005), que se expressaram de forma semelhante ao descrever a dinâmica do pulso hidrossedimentológico no Paraná médio.

2.1.2 Alguns antecedentes no macrossistema fluvial do Alto Paraná

Perturbações do fluxo natural têm sido extensivamente avaliadas na parte superior do Paraná, geralmente estreitamente relacionadas com as metodologias da abordagem do fluxo natural (Fernandes, Souza-Filho 1995; Rocha 2002; Meurer 2004; Souza-Filho *et al.* 2004; Silva 2007). Nestes estudos, os autores concluíram que a operação de barragens hidroelétricas reduziu a frequência, intensidade e recorrência de descargas altas e aumentou os fluxos de descargas médias. Também, alguns pesquisadores têm proposto níveis de conectividade (Rocha 2002; Thomaz *et al.* 2004; Corradini 2006) e calcularam a recorrência ou permanência dos fluxos (Meurer 2004; Silva 2007; Souza Filho, *no prelo*). Neste trabalho, combinamos as abordagens do fluxo natural e conectividade para fornecer uma metodologia operativa que

permita avaliar mudanças na conectividade hidrológica em rios de planície com o macrossistema fluvial do alto Paraná como estudo de caso.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Definições e conceitos-chave

Conectividade hidrológica: Ligação entre os elementos e processos do sistema, definida por suas variáveis estado no tempo e no espaço, que podem ser medidas a través dos atributos da FITRAS (Neiff e Poi de Neiff 2003). Independentemente do tipo de conectividade, seja transversal, longitudinal ou vertical a conectividade hidrológica refere-se a influência do rio Paraná sobre sua planície de inundação, determinada pelos distintos limites de conectividade (Fig 1.)

Pulso hidrossedimentológico: Processo ecológico fluvial que segue um padrão sinusoidal por sobre (potamofase) ou sob (limnofase) uma ordenada ou nível de conectividade (Neiff 2001). Este padrão é causado pelas diferenças temporais na velocidade e duração dos fluxos de água e materiais transportados. A modalidade de cambio esta definida pela função FITRAS e seus atributos espaciais (amplitude, intensidade, tensão ou variabilidade) e temporais (frequência, recorrência e sazonalidade). (Neiff 1990, 2001). Na presente contribuição sugerem-se atributos e índices adicionais aos estabelecidos por NEIFF (1990,2001), seguindo a abordagem de Arenas-Ibarra (2004).

Macrossistema fluvial. Unidade funcional que integra as paisagens e ecossistemas de um determinado ambiente fluvial delimitado pelo conjunto de interações entre estes e sua transferência de matéria e energia (Neiff 1990). No caso do alto Paraná o macrossistema é delimitado pela influência espacial e temporal do rio Paraná sobre sua planície de inundação e sistemas adjacentes (Ivinhema e Baia) com uma determinada recorrência. Seguindo esta definição sugere-se que seja possível definir níveis de conectividade nos quais o macrossistema esteja total o parcialmente sob a influência do rio Paraná. (Fig 2).

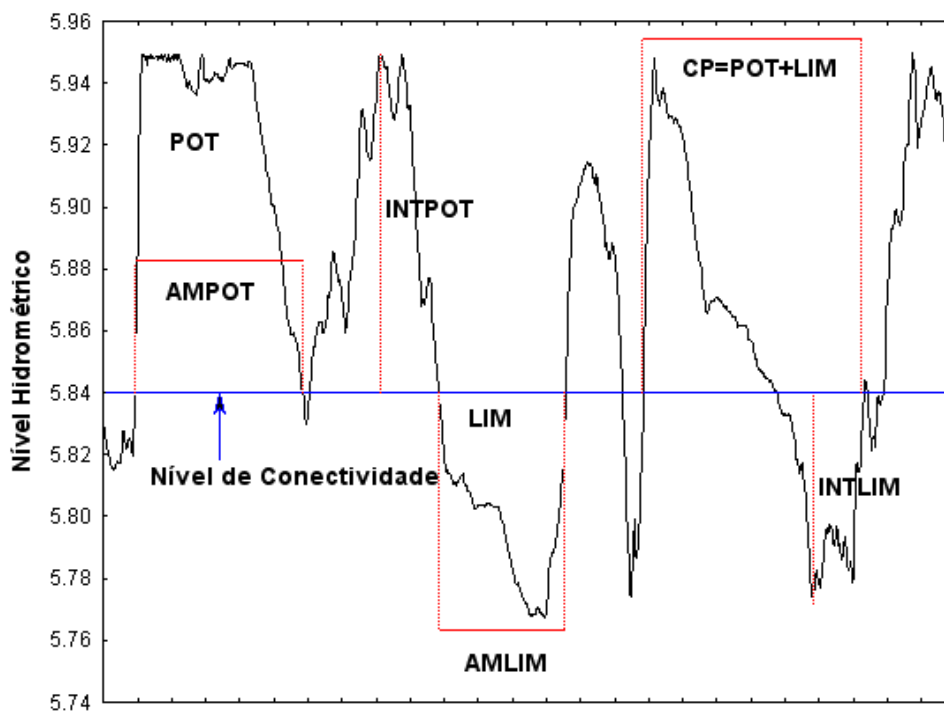


Figura 1. Atributos da conectividade hidrológica estudados. POT: potamofase, LIM: limnofase, CP: pulso completo, INTPOT: intensidade de potamofase, INTLIM: intensidade de limnofase. AMPOT: amplitude de potamofase, AMLIM: amplitude de limnofase.



Figura 2. Macrossistema fluvial do alto Paraná. A linha amarela delimita a área inundada por transbordamento do rio Paraná. A linha verde delimita a área inundada pelo elevamento do lençol freático. Composição falsa cor Landsat 5 TM, R5 G7 B3 17/01/1990. Nível hidrométrico: 7.90 m. Vazão: 26825 m³/s na estação de Porto São Jose. Tomado de Meurer (2004).

2.2.2 Área de estudo

No trecho estudado do alto rio Paraná (Fig. 3) observa-se um padrão de canal que poderia ser descrito como multicanal, com grandes ilhas fluviais, alternando-se com um padrão simples em alguns segmentos (Souza-Filho *et al.* 2004). Como resultado de sua evolução, o alto Paraná desenvolveu uma várzea na margem direita, originada de um antigo padrão anastomosado, com várias geformas como canais, lagos, diques marginais, áreas rebaixadas, bacia de inundação e paleobarras. As ilhas do canal principal também fazem parte deste conjunto. Em um nível topográfico mais baixo observam-se geformas associadas ao padrão atual de canal como barras fluviais, crevasses, ressacos e áreas rebaixadas (Souza Filho, Stevaux 2004). Paralelos ao Paraná e sua várzea fluem os rios Baía e Ivinhema, que também são responsáveis, embora com cheias menos intensas, de inundar os ambientes de várzea próximos a eles. Por esta razão, apesar do papel preponderante do Paraná sobre a dinâmica fluvial de toda a planície, estes rios e suas áreas anexas podem ser considerados como três sistemas funcionalmente distintos ou zonas de inundação, denominadas zona de inundação Paraná (ZP), zona de inundação Baía (ZB) e Zona de inundação Ivinhema (ZI) (Comunello 2001; Thomaz, Bini 2006). (Fig 3B)

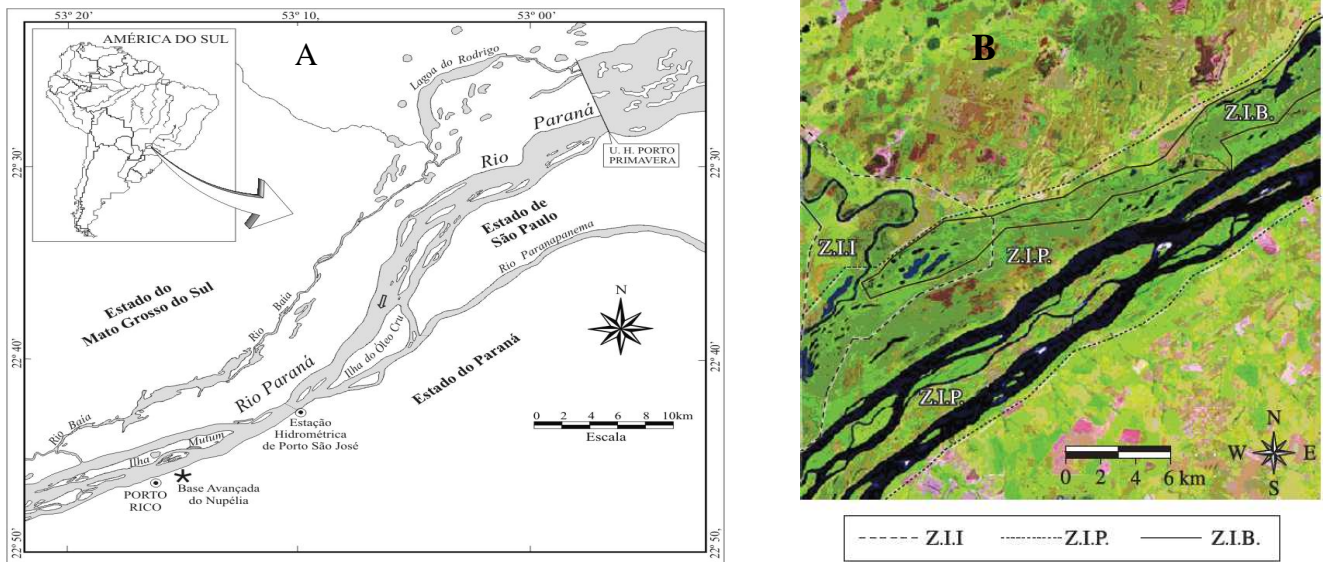


Figura 3. Planície de inundação do Alto rio Paraná (A) e Zonas de Inundação (B), segundo Comunello (2001) e Rocha (2002). Tomada de Souza-Filho (*no prelo*)

Os rios Ivinhema, Baía e Paraná comunicam-se por diversos canais de ligação que facilitam a troca de materiais, possibilitando que a cheia de um influencie, em maior ou menor medida sobre o outro. Assim, em grandes cheias o rio Paraná exerce um efeito homogeneizador sobre os ambientes de sua várzea e os ambientes mais ligados à dinâmica local do sistema Ivinhema e Baía (Thomaz *et al.* 2007). Atualmente a planície de inundação

do Alto rio Paraná estende-se desde o reservatório Engenheiro Sérgio Motta (Porto Primavera) até o começo do lago do reservatório de Itaipu (Guaira) (Agostinho *et al.* 2004). A região estudada está incluída dentro do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, sendo considerada dentro do Sítio 6 do Programa Nacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD-6).

2.2.3 Níveis de Conectividade no macrossistema fluvial do alto Paraná

Diversos cenários de inundação e processos associados tem sido descritos no macrossistema fluvial do alto Paraná e suas zonas de inundação (Comunello 2001; Rocha 2002; Thomaz *et al.* 2004; Corradini 2006) (Quadro 1, Fig. 4). Diferenças nos níveis de conectividade estabelecidos por Rocha (2002) e Corradini (2006) assim como a amplitude do intervalo de descargas mencionadas por Rocha (2002) para o estágio de margens plenas (9200 - 1200 m³/s), inundação parcial (12000-17600 m³/s) e margens plenas naturais (17600- 21000 m³/s) sugerem que o cenário completo de níveis de inundação e processos de conectividade não foi coberto totalmente pelos trabalhos destes autores.

Rocha (2002)	Corradini (2006)	Processos
< 3.50 m, <9900 m ³ /s	<2.0	Descargas baixas, diminuição na profundidade das lagoas da planície de inundação, fluxo no sentido lagoa-rio. Barras fluviais e outras geoformas do canal expostas
>3.50 m, 9900 m ³ /s	>2.0 m	Contribuição pelo freático, fluxo no sentido rio-lagoa, barras fluviais encobertas pelas águas do Paraná. Estágio de margens plenas. Barramento do rio Baía pelo rio Paraná.
>4.6 m, 12745 m ³ /s	>3.20 m	Inundação parcial da planície de inundação. Barramento do rio Ivinhema pelo rio Paraná no canal Ipoitã. Reativação de paleocanais da bacia de inundação.
>6.2 m, 16356 m ³ /s		Extravasamento do canal do rio por sobre os diques marginais. Margens plenas naturais. Inundação generalizada
>7.0m, 19335 m ³ /s	> 5.90 m	Fluxo ativo a través da planície, máximo perímetro úmido.

Quadro 1. Níveis de conectividade e processos ecológicos em diversos níveis hidrométricos e vazões na estação hidrométrica de Porto São José no macrossistemas fluvial do alto Paraná. Vazões corrigidas por Souza-Filho (no prelo).

A variabilidade dos atributos da FITRAS em três diferentes sectores do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema a jusante de Porto Rico suporta esta presunção (Arenas Ibarra 2008, nesta tese).

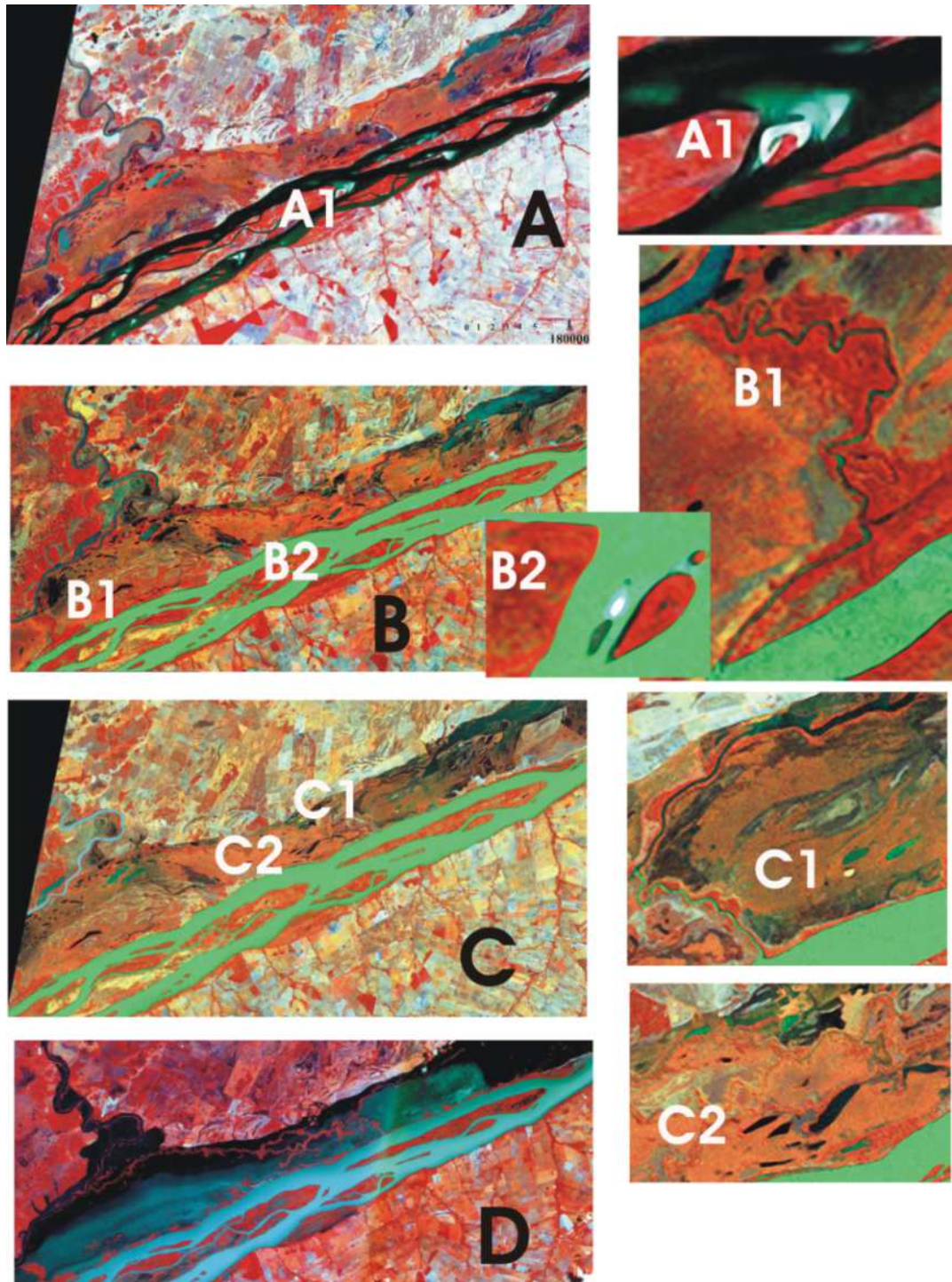


Figura 4. Níveis de conectividade e processos no macrossistema fluvial do alto Paraná em diferentes alturas hidrométricas e vazões medidas na estação de Porto São José (PSJ). A: Fluxo baixo. Landsat TM5 de 18/11/99. PSJ: 2,56 m, 6953 m³/s. A1: Detalhe de forma de leito exposta frente da Ilha Japonesa. B: Margens plenas. Landsat TM5 30/03/2008. PSJ: 3,65 m, 9659 m³/s. B1: Detalhe das águas do canal Ipoitã fluindo no sentido Paraná-Ivinhema. B2: Forma de leito frente da Ilha Japonesa coberta pelo rio. C: Inundação parcial Landsat TM5 24/04/2008 . PSJ: 4,55 m, 12720 m³/s. C1: Detalhe do canal Curutuba fluindo no sentido Paraná-Baia. C2: Reativação de paleocanais da bacia de inundação, começo da inundação das partes mais baixas da área do Curutuba pelas águas do Paraná. D: Inundação generalizada e fluxo ativo na planície. Margens plenas naturais. CBERS2 CCD 23/02/2007 PSJ: 6,43 m, 18733 m³/s. Todas as imagens com composição falsa cor (R4) (G2) (B3).

2.2.4 Análise de dados

Imageamentos que mostrem de maneira exata o nível de conectividade que se deseja estudar são difíceis de obter, devido a que pulsos potamofase de grande intensidade ($> 4,60$ m ou $12745 \text{ m}^3/\text{s}$) comumente têm baixa amplitude e são altamente variáveis ainda no decorrer do dia. Adicionalmente os registros de descargas/níveis hidrométricos obtidos são gerados a partir da média de quatro medições diárias (7, 12, 19, 24 h) entanto que o imageamento é geralmente feito no meio dia. Por esta razão foram considerados além dos registros hidrométricos do dia do imageamento os registros de um dia antes e um dia depois para cada cena especificando-se se a tendência do macrossistema é de enchente ou vazante .

Para a avaliação das alterações da conectividade, a série temporal estudada foi dividida em quatro períodos de atividade hidrológica como sugerido por Rocha (2002) e Souza- Filho *et al.* (2004): 1964-1971 (período natural), 1972-1981 (influência dos reservatórios), 1982-1997 (incremento das descargas) e 1998-2007 (funcionamento da usina hidroelétrica Engenheiro Sérgio Motta “Porto Primavera”, reservatório a montante mais próximo da planície de inundação do Alto rio Paraná) (Fig. 5).

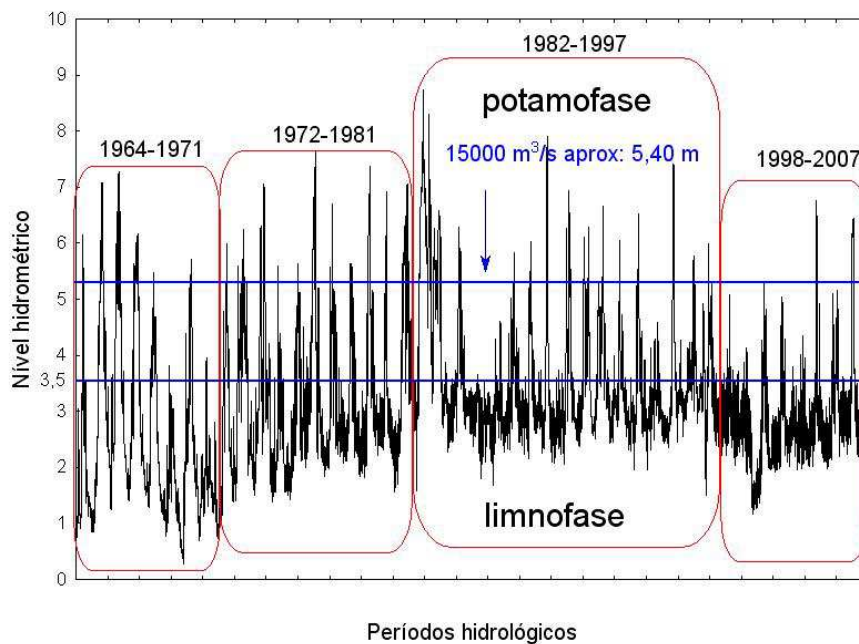


Figura 5. Ciclo hidrológico do rio Paraná no hidrômetro de Porto São Jose, períodos hidrológicos estudados e níveis de conectividade avaliados.

Em todos os casos, para evitar possíveis erros de registro, considerou-se os registros diários do ano hidrológico (dezembro de um ano a novembro do ano posterior). Os valores diários médios de cota da estação hidrométrica de Porto São José foram fornecidos pela CESP e Itaipu Binacional, processando-se com o programa Pulso (Neiff, Neiff, 2003). Utilizaram-se

dois níveis de conectividade: o nível hidrométrico de 3,5 metros (Thomaz *et al.* 2004), aqui considerado como nível de conectividade local das áreas mais rebaixadas e geoformas do padrão atual de canal da ZIP e $15000 \text{ m}^3/\text{s}$, aqui proposto como nível no qual começam a serem observadas mudanças geomorfológicas e alagamento das três zonas de inundação do macrossistema. Para a avaliação da conectividade expressada em função dos atributos da FITRAS, calculamos os atributos do Quadro 2 nos dois níveis de conectividade considerados para os quatro períodos hidrológicos estabelecidos. Não obstante, algumas das variáveis não dependem dos níveis de conectividade, mas são descritores importantes da dinâmica fluvial. Este é o caso de CVA, xCVDR, INTPOT, INTLIM e VEI. As variáveis consideradas foram calculadas para o intervalo de tempo de um ano com exceção de CVA, FPOT e IC que foram calculadas para cada período hidrológico. A média anual do coeficiente de variabilidade dos registros diários (xCVDR) foi calculada somente para 2000-2003 devido a que estes foram os únicos dados providenciados pelas agencias que obtém as informações no entanto. Consideramos que esta variável pode refletir bem as alterações produzidas por barragens a fio d'água. No nível de $15000 \text{ m}^3/\text{s}$, somente foram calculadas NPOT, NLIM, CP, FPOT e CI devido a que neste nível de conectividade não é possível encontrar réplicas suficientes para calcular as outras variáveis. No caso de CI o registro de 1983 (maior registro histórico de intensidade de POT) foi excluído para evitar erros na determinação da variabilidade dentro dos grupos. As variáveis foram analisadas com o programa Multivminor 2.4 (Pillar 2006). Primeiro as variáveis foram logaritmizadas ($\text{Log}_{10}(x+1)$) e depois transformadas numa matriz de similaridade aplicando-se uma medida de distancia (distancia euclidiana). Sobre esta matriz realizou-se uma análise de variância de randomização considerando os períodos como fator de variabilidade e as diferenças entre estes como hipótese nula (H_0). A base do teste é permutar aleatoriamente os dados dentro dos grupos da hipótese estabelecida (H_0) e para cada uma destas permutações, calcular a soma de cuadrados entre grupos (Q_a^b) comparando-a com o valor Q_b obtido com os dados observados. A probabilidade ($Q_a^b \geq Q_b$) é dada pela proporção de permutações na qual $Q_a^b \geq Q_b$. (Pillar 2006). Foram realizadas 10000 randomizações ($\alpha=0.001$) considerando-se adicionalmente o teste de contrastes múltiplas de Scheffe a posteriori.

Atributos	Acrônimo/Fórmula	Definição	Escala
Potamofase ¹	POT	Fase do ciclo hidrológico na qual o sistema está sobre o nível de conectividade	Espacial, temporal
Limnofase ¹	LIM	Fase do ciclo hidrológico na qual o sistema está sob o nível de conectividade	Espacial, temporal
Numero de dias em POT ¹	NPOT	Quantidade de dias que o sistema está em POT	Espacial, temporal 1 ano.
Numero de dias em LIM ¹	NLIM	Quantidade de dias que o sistema está em LIM	Espacial, temporal 1 ano
Pulso completo ¹	$CP = POT + LIM$	Ciclo de 1 POT + 1 LIM ou vice versa	Espacial, temporal 1 ano
Numero de pulsos completos ^{1,2}	NCP	Quantidade de pulsos completos	Espacial, temporal 1 ano
Freqüência de POT ^{1,4}	$FPOT = \frac{NPOT}{nt}$	Probabilidade de recorrência de POT em um intervalo de tempo (nt)	Espacial, temporal 1 ano ou período.
Índice de Conectividade ³	$CI = \frac{NPOT}{NLIM}$	Condição de inundação em um intervalo de tempo	Espacial, temporal 1 ano ou período
Intensidade ^{1,2,4}	INT , INT POT, INTLIM	Maior (INTPOT) ou menor (INTLIM) registro hidrométrico	Espacial, temporal 1 ano ou período
Índice de elasticidade vertical ²⁻⁴	$VEI = \frac{INTPOT}{INTLIM}$	Grau de expansão ou retração do sistema	Temporal, 1 ano.**
Intensidade média de POT ⁴	$INTPOT_p = \frac{\sum NPOT_p}{qPOT}$	Soma de INTPOT de cada pulso / quantidade de POT	Espacial, temporal 1 ano
Intensidade média de LIM ²⁻⁴	$INTLIM = \frac{\sum NLIM_p}{qLIM}$	Soma de INTLIM de cada pulso / quantidade de LIM	Espacial, temporal 1 ano
Amplitude ¹	AMP, AMPOT, AMLIM	Duração de uma fase (AMPOT, AMPLIM) ou pulso.	Espacial, temporal 1 pulso, ano ou período
Amplitude média de POT ²	$AMPOT_p = \frac{\sum AMPOT_p}{qPOT}$	Soma AMPOT de cada pulso / quantidade de POT	Espacial,temporal, 1 ano
Amplitude média de LIM ²	$AMPLIM_p = \frac{\sum AMPLIM_p}{qLIM}$	Soma de AMLIM cada pulso/ quantidade de LIM	Espacial,temporal, Espacial,temporal, 1 ano
Coefficiente de variabilidade anual ⁴	$CVA = \frac{S}{X} * 100$	S: Desvio padrão X: Média dos registros diários.	Temporal, 1 ano.
Coefficiente de variabilidade anual dos registros diários ²	$xCVDR = \frac{\sum CVD}{nt} * 100$	Média anual dos registros diários(CVd) (7,12,19,24). nt=365	Temporal, 1 ano

Quadro 2. Variáveis calculadas. 1.- Neiff 1990, 1997, 2001. 2.- Arenas Ibarra, 2004, 3.-Neiff, Poi de Neiff 2003, 4.-Arenas Ibarra 2008-esta tese.

2.3 RESULTADOS

As cenas selecionadas não representaram exatamente o nível de conectividade de 15000 m³/s, (Quadro 3) embora seja possível inferir esta vazão em três das imagens selecionadas e seus dados hidrométricos de um dia antes e um dia depois do imageamento.

1 dia antes	Dia do imageamento	1 dia depois	Média e condição de fluxo
04/02/1991, 4,85 m, 13353 m ³ /s	05/02/1991, 5,03 m, 13860 m ³ /s	06/02/1991, 5,37 m, 15113 m ³ /s	5,08 m, 14108,66 m ³ /s Incrementando
16/04/1991, 5,88 m, 16667 m ³ /s	17/04/1991, 5,66 m, 16020 m ³ /s	18/4/1991, 5,37 m., 15220 m ³ /s	5,63 m, 15969 m ³ /s Decrescendo
23/03/1985, 5,55 m, 15650 m ³ /s	24/03/1985, 5,59 m, 15755 m ³ /s.	25/03/1985, 5,51 m, 15545 m ³ /s	5,55 m, 15650 m ³ /s Incrementando/decrescendo

Quadro 3. Níveis hidrométricos e vazões em Porto São José um dia antes, um dia depois e no dia do imageamento do sensor Landsat TM 5.

Na primeira imagem a ZIB foi quase totalmente alagada pelas águas do rio Paraná (Fig. 6 A e 6A1) e, fluindo pelo canal Curutuba inundam-se as áreas de planície a ambos os lados deste. Vários paleocanais são reativados e as áreas rebaixadas da bacia de inundação aparecem inundadas. As águas do Paraná ingressam na planície através de crevasses (Fig. A2) e fluem pelo canal Ipoitã promovendo a inundação das lagoas próximas a ele (lagoa Boca do Ipoitã) na ZII (Fig. A3). O barramento do rio Ivinhema pelo Paraná também pode ser observado. Na segunda imagem (Fig.6 B), observa-se inundação total da ZII, ZIP e ZIB e somente as copas das maiores árvores nos diques marginais mais elevados não estão submersas. Na terceira imagem a ZIB apresenta inundação total assim como a ZIB embora com menor quantidade de água. A ZIP apresenta marcado alagamento, mas as áreas próximas do rio Baía estão alagadas somente por água proveniente da elevação do lençol freático. Em concordância com o observado nas três imagens, o nível mínimo de conectividade que implique real influência do rio Paraná sobre a maior parte do macrossistema deveria estar entre as descargas registradas na primeira e terceira imagens (13860 -15113 m³/s e 15755-15545 m³/s). Se aplicarmos a correção da relação vazão/nível hidrométrico proposta por Souza Filho (no prelo) (Descarga= 114,4242+2670,5242*Nível hidrométrico) a vazão da terceira imagem no dia de imageamento seria 15042,65 m³/s. Por esta razão consideramos que o nível de conectividade de 15000 m³/s

é o mínimo necessário para ligar as ZIB, ZIP e ZIV pelas águas do rio Paraná.

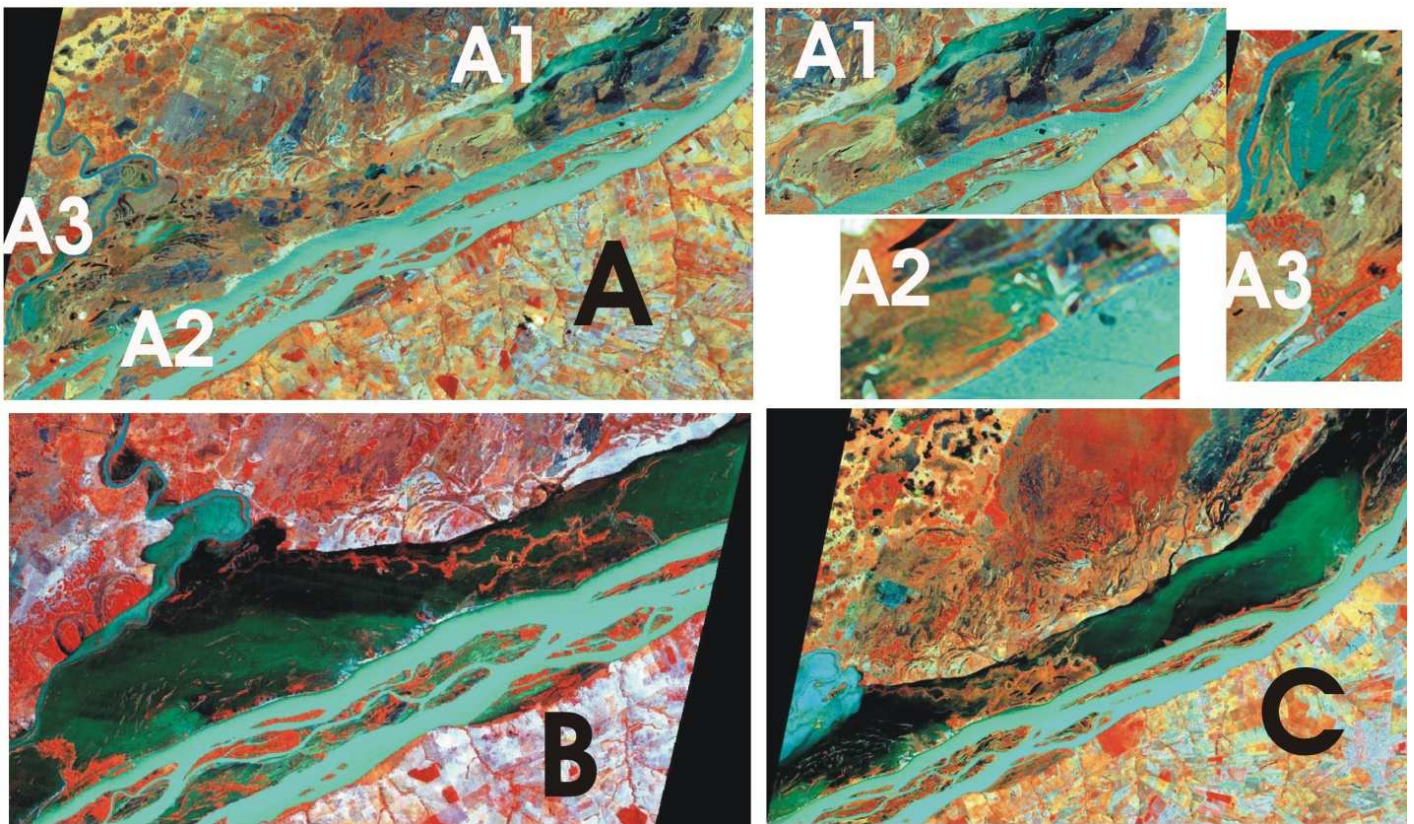


Figura 6. Diferentes situações de alagamento da planície do alto Paraná. A: Landsat TM 5 05/02/1991, PSJ: 5,03 m, 13860 m³/s. A1: Detalhe da ZIB quase totalmente inundada pelas águas do rio Paraná. A2: Alagamento da ZIP através de crevasses A3: Canal Ipoitã, lagoa Boca do Ipoita lagoa dos Patos inundadas pelo rio Paraná. B: Landsat TM5 17/04/1991, PSJ: 5,66 m, 16020 m³/s. Inundação total do macrossistema pelo rio Paraná. C: Landsat TM5 24/03/1985, PSJ: 5,59 m, 15755 m³/s. Condição similar a apresentada em B, mas observa-se a ZIP parcialmente inundada. Todas as imagens com composição falsa cor (R4) (G2) (B3).

A média por período do coeficiente de variabilidade anual das médias diárias revelou queda gradual da variabilidade anual após 1964-1971 até seus menores valores em 1983-1997 e 1998-2007. A variabilidade máxima e mínima por período também seguiram a mesma tendência (Quadro 4). Esta diminuição de variabilidade coincide com o começo da construção da maior parte das grandes barragens na bacia do rio Paraná na década de 70. A análise dos registros anuais mostrou diferenças significativas entre o período natural e os outros três períodos considerados. Também foram observadas diferenças entre o período 1972-1982 e 1983-1997 e 1998-2007 revelando que nestes dois períodos se intensificou a perda de variabilidade anual (Fig. 7).

Período	Média	Máximo	Mínimo
1964-1971	49,47	59,56	36,730
1972-1981	36,11	46,734	24,62
1982-1997	24,49	36,732	11,18
1997-2007	23,44	36,656	13,96

Quadro 4. Coeficiente de variabilidade das médias diárias por período em Porto São José (PR) entre 1964 e 2007. Valores expressos em percentagem

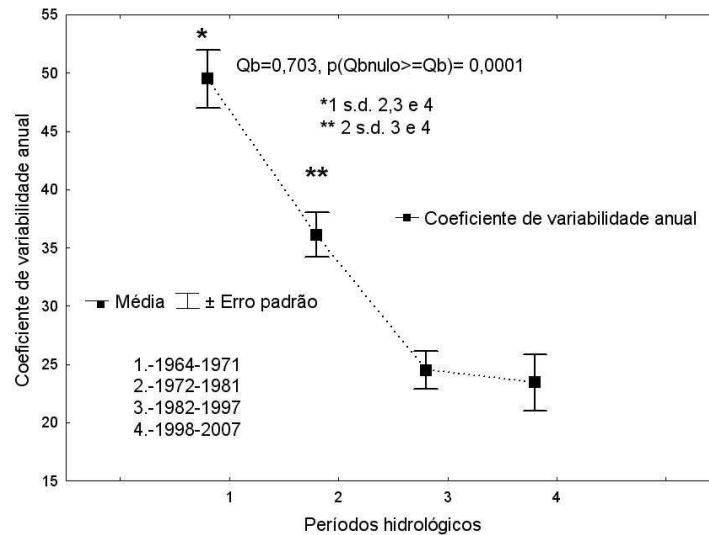


Figura 7. Média \pm erro padrão e resultados do Anova por período dos coeficientes de variabilidade anuais das médias diárias. * períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe.

A média anual dos coeficientes de variabilidade diária dos anos 2000-2003 oscilou entre 2,14% e 4,14% e o coeficiente de variabilidade diário máximo anual registrou valores entre 10% e 22,34% (Quadro 5).

Ano	CVD	CVDM
2000	2,14	10,08
2001	4,12	22,34
2002	4,14	19,75
2003	3,33	15,68

Quadro 5. Média anual dos coeficientes de variabilidade dos registros diários (7,12,19,24 hrs) (CVD) e coeficiente de variabilidade diário máximo (CVDMX) durante os anos 2000-2003, valores expressos em percentagem.

A frequência de potamofases e a conectividade por período no nível de 3,5 m. aumentaram progressivamente desde o primeiro período, diminuindo em 1998-2007. Esta mesma tendência foi observada no nível de conectividade de 15 000 m³/s. (figura 8 A, B).

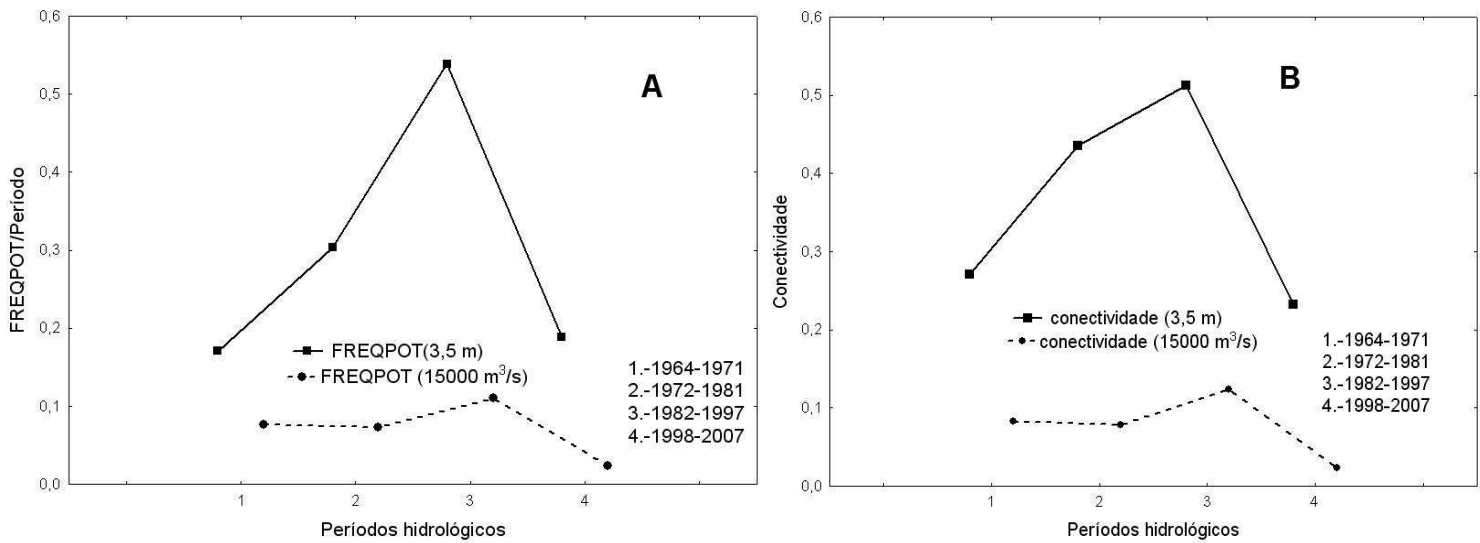


Figura 8. Variação da frequência de potamofases (A) e conectividade (B) nos períodos estudados considerando os níveis de conectividade de 3,5 m e 15000 m³/s.

A frequência anual de potamofases no nível de 3,5 m aumentou desde o período natural, diminuindo em 1998-20007. No nível de conectividade de 15000 m³/s observou-se um padrão similar, mas a diminuição dos valores desta variável no período pós-fechamento de Porto Primavera foi mais pronunciada com diferenças significativas entre este os períodos 1972-1982 e 1983-1997. (Fig. 9)

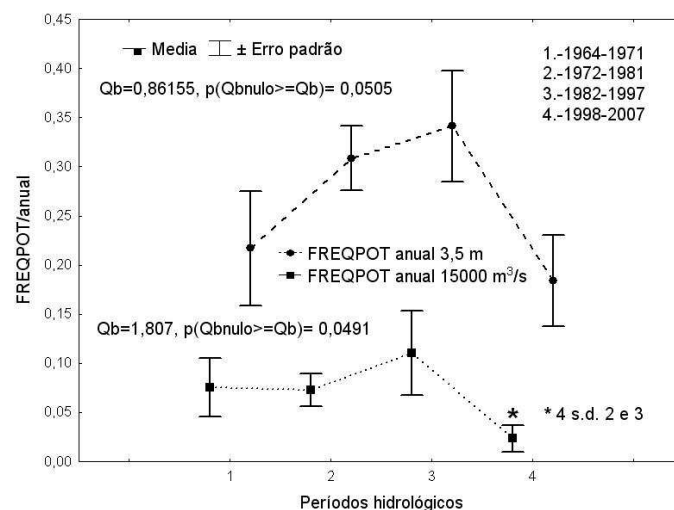


Figura 9: Média ± erro padrão e resultados do Anova da frequência anual de potamofases nos níveis de conectividade de 3,5 m e 15000 m³/s. * períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe.

O índice de conectividade mostrou um comportamento errático no nível de 3,5 m e foi

fortemente influenciado pelos anos de maior intensidade do evento “El Niño” durante 1982-1997. No nível de $15000 \text{ m}^3/\text{s}$ o comportamento foi menos variável e observou-se que os menores valores foram os que foram registrados em 1998-2007. O ANOVA não mostrou diferenças significativas entre os períodos em ambos os níveis de conectividade (Figura 10).

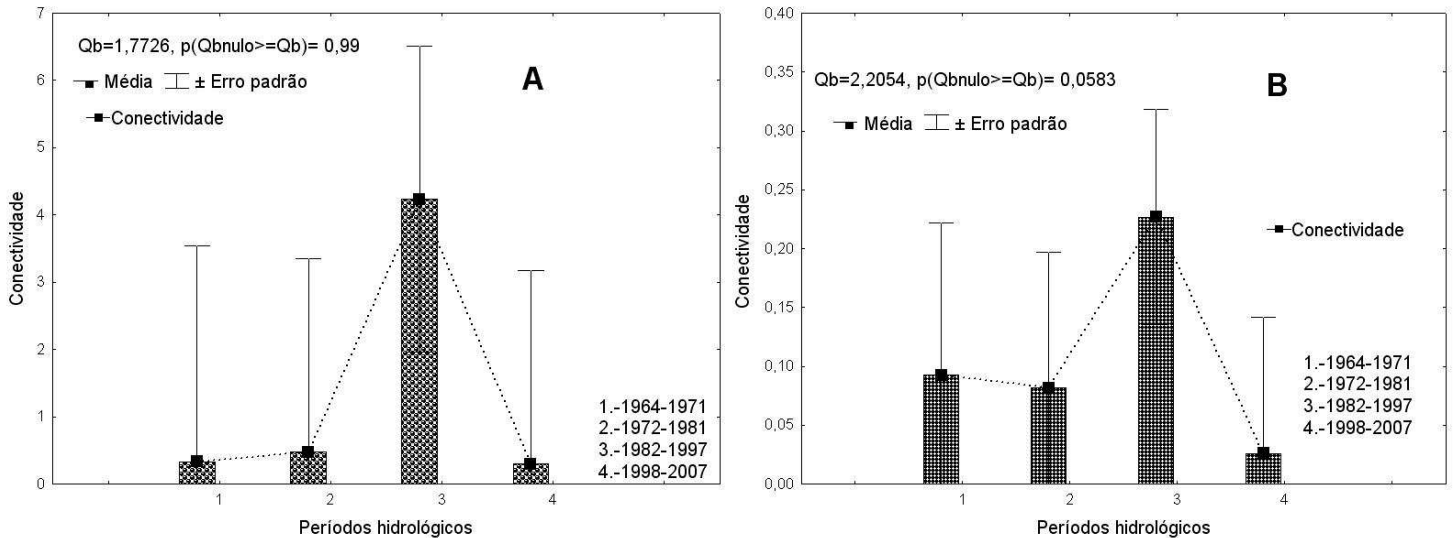


Figura 10. Média \pm erro padrão e resultados do Anova do índice de conectividade anual nos níveis de conectividade de 3,5 m (A) e $15000 \text{ m}^3/\text{s}$ (B).

O índice de elasticidade vertical apresentou queda gradual nos seus valores desde o período natural (1964-1971). Foram observadas diferenças significativas entre este período e 1972-1981, com os demais considerados ($p < 0,01$ e $p < 0,05$ respectivamente, Figura 11 A). No caso do número de dias em potamofase, observou-se uma tendência ao aumento depois do período 1964-1971, diminuindo no período pós-fechamento de Porto Primavera (1998-2007). Entretanto, o número de dias em limnofase diminuiu depois do período natural e aumentou até seu maior valor em 1998-2007 (Figura 11B). Observaram-se diferenças significativas somente na variável número de dias em potamofase ($p < 0,05$ em ambos os casos). No nível de $15000 \text{ m}^3/\text{s}$ o número de dias em potamofase diminuiu após o período natural (1964-1971), aumentou no período de incremento de descargas (1982-1998) e diminuiu drasticamente no período 1998-2007. Este último período foi significativamente diferente de 1972-1981 e 1982-1998 ($p < 0,01$) (Figura 12).

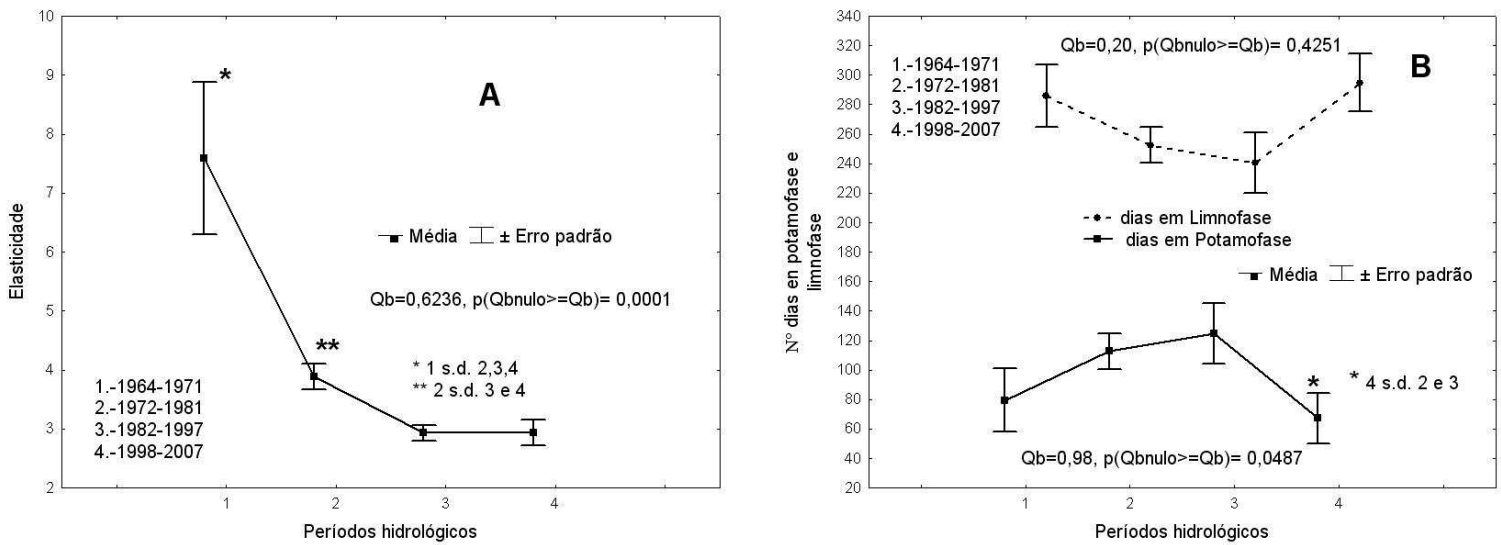


Figura 11. Média \pm erro padrão e resultados do Anova do índice de elasticidade (A), nº de dias em potamofase e limnofase (3,5 m) (B) e nº de dias em potamofase (15000 m³/s) (C). * períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe

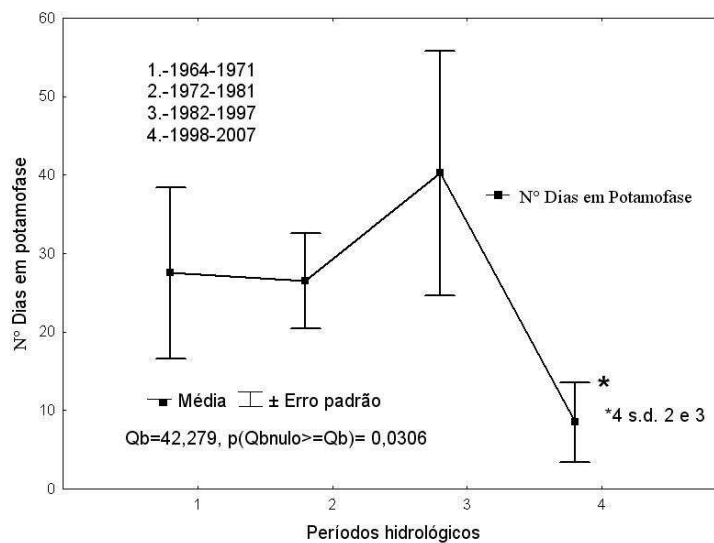


Figura 12. Média \pm erro padrão e resultados do Anova do nº de dias em potamofase (15000 m³/s). * períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe.

A quantidade de pulsos completos no nível de 3,5 m aumentou progressivamente desde 1964-1971, chegando ao seu máximo valor no último período. No nível de conectividade de 15000 m³/s os valores desta variável aumentaram em 1972-1981, diminuindo após este período até seu menor valor em 1998-2007. Foram observadas diferenças significativas entre 1964-1971 e os demais períodos ($p < 0,01$, Fig. 13 A, 3,5 m) e entre 1998-2007 e 1972-1981 e 1982-1997 ($p < 0,01$, Figura 13B, 15000 m³/s) respectivamente.

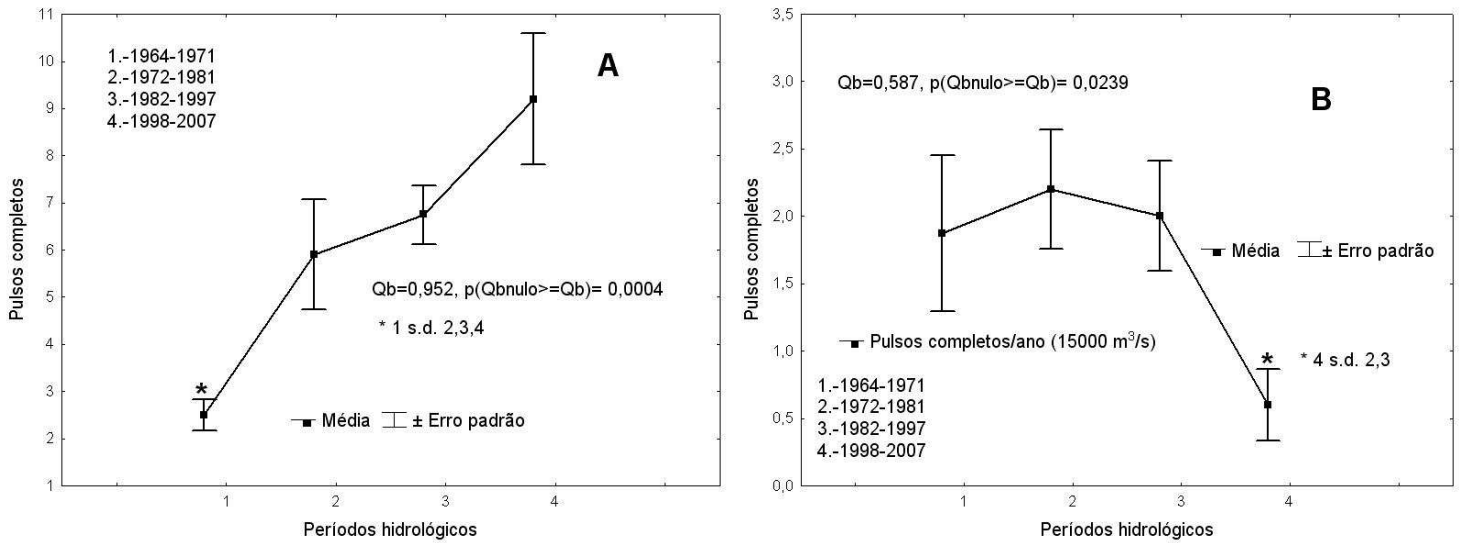


Figura 13. Média \pm erro padrão e resultados do Anova do n° de pulsos completos em 3,5 m (A) e 15000 m³/s (B). * períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe.

As amplitudes médias de limnofases do período 1964 -1971 foram significativamente diferentes ($p < 0,01$) dos outros três períodos considerados e no caso da amplitude média de potamofases, evidenciaram-se diferenças entre o ultimo período e os restantes ($p < 0,01$) (Fig. 14). O período 1998-2007 apresentou sempre os menores valores.

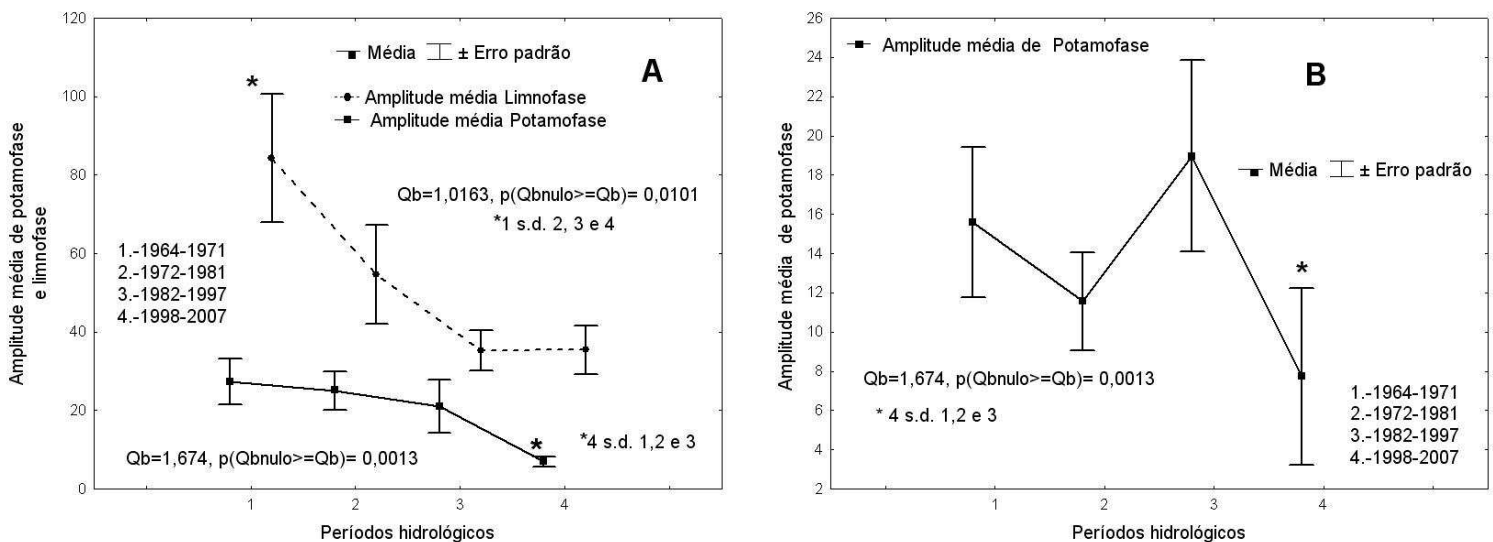


Figura 14.- Média \pm erro padrão e resultados do Anova da amplitude média de potamofases em 3,5 m (A) e 15000 m³/s (B). * períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe.

No caso da intensidade média de limnofases, verificou-se aumento após o período 1964-1971, com diferenças significativas entre 1998-2007 com 1964-1971 e 1972-1981

($p < 0,01$). A intensidade média de potamofase diminuiu desde o período 1964-1971, observando-se os menores valores no período 1998-2007, o qual apresentou diferenças significativas com todos os outros períodos considerados ($p < 0,01$, Fig. 15 A). As intensidades anuais de potamofase e limnofase aumentaram após o período 1964-1971 até 1982-1997, diminuindo no período pós-fechamento de Porto primavera. No entanto não se obtiveram diferenças significativas para estas variáveis (Fig. 15 B).

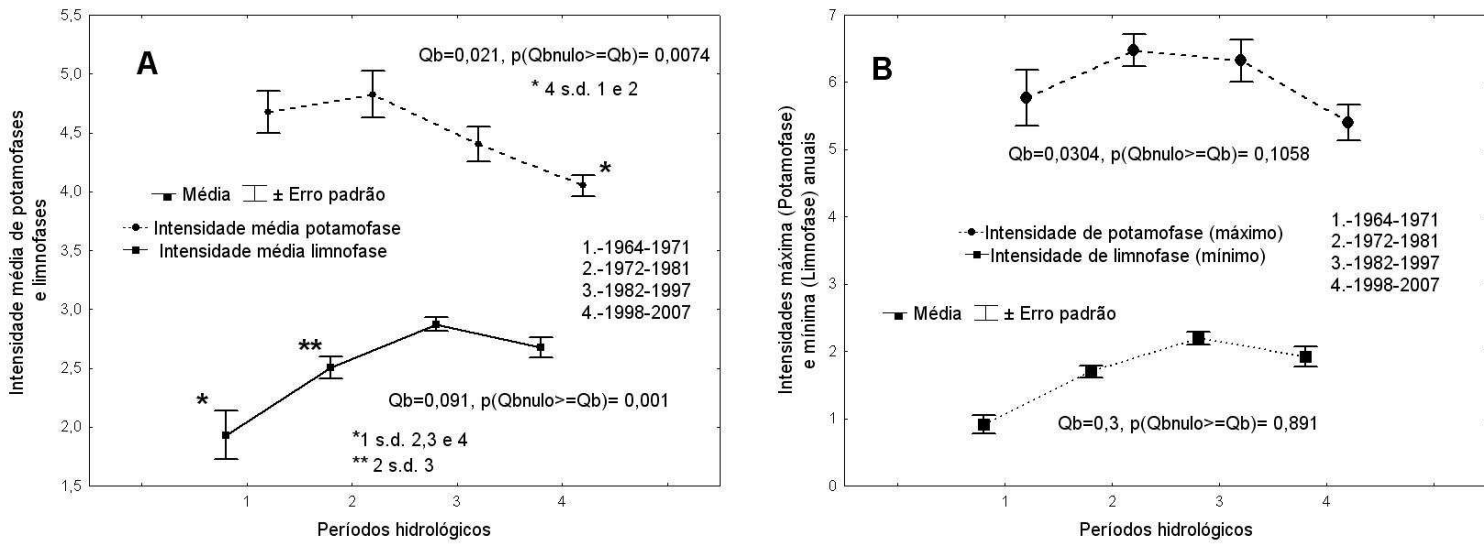


Figura 15.- Média \pm erro padrão e resultados do Anova da Intensidade média de potamofases e limnofases em 3,5 m (A) e da Intensidade máxima (potamofase) e mínima (limnofase) anuais (B). *períodos significativamente diferentes (s.d.) segundo o teste de Scheffe

2.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos mostram que o regime hidrológico ao qual esta submetido o macrossistema fluvial do alto rio Paraná, encontra-se fortemente alterado pela operação das barragens na bacia do Paraná desde o período de 1972-1981, intensificando-se após o fechamento de Porto Primavera. A regularidade na amplitude e na quantidade de pulsos e suas fases, antes bem definidas no regime hidrológico do rio Paraná, têm sido substituídas por uma alternância errática de fases de curta duração ao longo do ano, como já foi advertido por Bonetto *et al.* (1989) no Paraná médio e, posteriormente por Fernandes, Souza-Filho (1995) e Rocha (2002) no alto Paraná.

Este padrão errático e altamente variável se vê refletido nas variáveis analisadas. A diminuição do coeficiente de variabilidade das médias anuais (CVA) pode ser relacionada ao incremento dos níveis baixos (INTLIM, INTLIMp) e diminuição dos níveis altos (INTPOT, INTPOTp), o qual produz variabilidade menor à esperada para um grande rio de planície,

como o Paraná. Os resultados mostram uma dramática queda nos valores do coeficiente de variabilidade anual desde valores médios próximos a 50% (1964-1971) até 36% (1972-1981), 24%(1982-1997) e 23,4%(1998-2007). De maneira similar, Rocha (2002) mencionou diminuição da variação anual das vazões (menor desvio padrão e menor coeficiente de variabilidade) no período 1972-1998 em relação a 1921-1971. Este autor atribui a queda na variabilidade anual ao controle de descargas efetuado pelos barramentos a montante da estação hidrométrica de Porto São José.

Um indicador sintético disto é o índice de elasticidade vertical (VEI), que permite demonstrar somente com um número o forte decréscimo na relação expansão/retração anual. Neste ponto é importante destacar que a componente horizontal da elasticidade (Neiff 1997) esta intrinsecamente ligada a componente vertical (Arenas-Ibarra 2004) apresentada aqui, pois a diminuição da área alagada é conseqüência da diminuição da profundidade dos ambientes aquáticos. A importância de considerar a elasticidade vertical radica em que a manutenção dos corpos de água doce está ligada ao nível do freático do rio e que este também é responsável pela ocorrência de fluxos hiporreicos que dependem do nível do rio em relação à água dos ambientes de planície (Tockner *et al.* 2000). Assim, a elasticidade permite inferir mudanças nestes processos, medir a expansão e retração da área alagada, propriedade básica e toda área úmida (Tinner 1999), e mensurada em um determinado período pode ser associada a taxas de renovação biótica. Diferente do expressado por Arenas-Ibarra (2004), o índice de elasticidade não foi complementar com o índice de conectividade. Provavelmente a causa seja que este autor considerou um intervalo menor de tempo (2001-2002).

Em relação ao xCVDR dos registros diários, estes são diretamente influenciados pela ação da barragem de Porto Primavera. Esta é uma variável historicamente pouco estudada. Para um melhor entendimento desta perspectiva, é importante considerar que a quantidade de água necessária para mudar o registro hidrométrico de um rio em uma determinada seção, esta em função da geometria hidráulica do canal, principalmente da profundidade e largura. Assim, mudanças de registro do Paraná obedecem à passagem de grandes quantidades de água, muito maiores às necessárias para mudanças no rio Ivinhema, pelo qual considerando também a extensão da bacia do rio Paraná que deveria “amortecer” as variações diárias, seria de se esperar menores valores no rio Paraná, mas esta variabilidade chega a ser até três vezes maior a observada no rio Ivinhema, ainda não represado (Arenas-Ibarra 2004). A esse respeito, Souza-Filho *et al.* (2004) utilizando informação hidrométrica da régua de Porto Rico (medições de manhã e tarde), a jusante de Porto São José, registraram que tal variação oscilou entre 10-30 cm em 42% dos dias entre 01/01/00 e 30/06/2001, chegando a atingir até 1,12 m

num período de 12 h. Um efeito importante desta variabilidade é a alteração contínua do nível do lençol freático, responsável pelos pulsos hiporreicos (Tockner *et al.* 2000). Por outro lado, a constante variação do nível hidrométrico, tanto no decorrer do dia como entre os dias e períodos hidrológicos, altera a taxa de erosão dos bancos fluviais, manifestando-se na maior intensidade de ocorrência do processo de *pipping*. Este processo consiste na formação de orifícios cilíndricos nos diques marginais que drenam a água retida na várzea e material particulado, aumentando o gradiente hidráulico no sentido várzea-rio e afetando, assim, o tempo de residência da água na planície.

A conectividade para o nível de 3,5 metros nos quatro períodos considerados aqui, se mostrou errática e foi fortemente influenciada pelas grandes variações no período de incremento de descargas (1982-1997). No nível de 15000 m³/s o comportamento desta variável foi um tanto mais informativo, e quando calculada para períodos de tempo maiores mostrou-se um descritor poderoso. Provavelmente este índice possa melhor aproveitado como um indicador descritivo antes do que como uma variável a ser testada.

A diminuição na frequência de dias em potamofases foi evidente, tanto quando calculada para os períodos como quando calculada anualmente para ambos os níveis de conectividade. Esta situação já havia sido mencionada por Rocha (2002), Souza-Filho *et al.* (2004) e Silva (2007), que a expressam como recorrência de alguns níveis de conectividade, confirmando que o fechamento da barragem de Porto Primavera proporcionou uma marcada permanência de descargas baixas e médias, aumento na incidência de fluxos médios e redução na incidência de fluxos baixos, além do surgimento de picos de curta duração e de menor intensidade. Estas observações são corroboradas no presente estudo com o incremento da quantidade de pulsos completos (PC) e o número de dias em limnofase (NLIM) e o decréscimo de número de dias em potamofase (NPOT), amplitude média de potamofases (AMPOT) e amplitude média de limnofases (AMLIM) no nível de 3,5 m em 1998-2007. No entanto, é importante destacar que embora as maiores alterações sejam apreciadas no período pós-fechamento de Porto Primavera, ostensíveis modificações foram evidenciadas entre o período natural (1964-1971) e os períodos de 1972-1981 (começo da influência da cadeia de reservatórios) e 1982-1997 (período de incremento de descargas). Assim, alterações estatisticamente significativas na elasticidade, intensidade média de potamofases e limnofases, amplitude média de limnofases e quantidade de pulsos completos/ano indicam que, antes da construção de Porto Primavera o regime hidrológico do rio Paraná se encontrava alterado pelo funcionamento das barragens a montante. Rocha (2002), Souza-Filho *et al.* (2004) mencionam aumento da frequência média das descargas médias (até 9200 m³/s ou 3,5

m segundo o autor) em detrimento da frequência média de descargas de vazante (valores menores que 3,5 m) entre os períodos 1921-1971 e 1972-1981. Já o período 1982-1997 sofre a influência da recorrência do evento “El Niño” em magnitudes fortes (1982 – 1983, 1990 – 1993, 1997 - 1998) e moderadas (1986 – 1988, 1994 – 1995) (INPE, 2008) o que se manifestou na diminuição da frequência média dos débitos de vazante e descarga média e incremento nas frequências médias dos níveis de margens plenas (12300-17600 m³/s ou 4,6-6,1m), margens plenas naturais (17600-21000 m³/s ou 6,1-7,0 m) e máximo perímetro úmido (acima de 21000 m³/s ou 7 m.) (Rocha 2002). Posterior a 1998 os eventos “El Niño” registrados foram menos intensos sendo considerados moderados (2002-2003) e fracos (2004-2005 e 2006-2007).

A utilização de um segundo nível de conectividade associado às transformações geomorfológicas na planície de inundação mostrou intensificação das mudanças observadas e ainda a modificação de alguns dos padrões descritos no nível de 3,5 m. Assim, no período 1998-2007 as feições cujo nível de conectividade é 15000 m³/s apresentaram incremento no número de dias em limnofase (NLIM) e decréscimo pronunciado da frequência de potamofases (FPOT), do índice de conectividade (IC) e número de dias em potamofase (NPOT). Estas diferenças mais marcadas e padrões diferentes são prova de que estas feições cujo nível de conectividade é de 15 000 m³/s representam um cenário ecológico particular no qual os atributos estudados funcionam de um outro modo (a respeito do nível de 3,5 m) como mencionado nos três princípios estabelecidos no começo de esta contribuição. Neste sentido, 15 000 m³/s constitui o menor nível de conectividade no qual o rio Paraná estende sua influência para os três subsistemas do macrossistema (ZIB, ZIP, ZIV). Neste sentido, cabe salientar que a mudança contínua da estrutura do mosaico de paisagens produzido pela dinâmica fluvial (pulso de inundação e processos geomorfológicos associados) é o principal fator gerador de diversidade em macrossistemas fluviais (Salo *et al.* 1986). Assim, considera-se que os processos geomorfológicos de avulsão, erosão e migração lateral do canal são os principais fatores que estruturam as feições topográficas das planícies de inundação, o qual influencia a trajetória sucessional e determina a taxa de *turnover* dos elementos da paisagem, embora estes processos e sua intensidade sejam particulares para cada sistema fluvial (Puhakka *et al.* 1992). Salo (1990) menciona que os processos geomorfológicos quinquenais, de décadas ou centenas de anos ou de mesoformas, modificam a estrutura ecotonal das planícies de inundação criando novos *patches* deposicionais e modificando os já existentes. Esta escala está relacionada a processos que envolvem a vegetação de grande porte. Já os processos anuais ou de microformas geram *patches* edáficos de vida curta que governam a

dinâmica de colonização da vegetação herbácea. Estes processos podem ser associados com o nível de conectividade de 15 000 m³/s o qual representa um nível intermediário entre o nível de inundação parcial (4,60 m-12745 m³/s), e o nível de margens plenas (6,2 m e 16356 m³/s) (Rocha 2002; Souza Filho *et al. no prelo*) e pode ser utilizado como nível de restauração.

Em um macrossistema fluvial, a biota apresenta adaptações à regularidade das variações da *f* FITRAS, da conectividade e ao *turnover* contínuo (Neiff 1997). Estas adaptações se manifestam em processos característicos associados à dinâmica fluvial e que estruturam a paisagem destes sistemas. O conjunto de interações do nível hidrológico com as variáveis físico-químicas e a biota e suas alterações periódicas numa planície de inundação, enquadraram-se dentro do contexto da hipótese do distúrbio intermediário proposta por Connell (1978). Mas qual o grau de distúrbio ótimo para o normal funcionamento da comunidade e de todo o macrossistema? O caso mais típico é o apresentado no conceito de pulso de inundação (Junk *et al.* 1989), que descreve ciclos regulares de aproximadamente seis meses de potamofase e seis de limnofase na planície amazônica, sendo ambas as fases, de grande intensidade (até 20 metros de diferença nas intensidades das fases). A partir desse modelo “ideal”, desvios característicos do regime hidrológico de cada rio devem ser procurados. No caso do rio Paraná, os cálculos feitos analisando a vazão no período 1964-1998 mostram recorrências de inundações do nível de margens plenas ou de cobertura de barras do padrão atual de canal (entre 9200-12300 m³/s ou 3,5-4,6 m.) e de margens plenas naturais (aproximadamente entre 17600- 21000 m³/s ou 4,6-6,1 m.) a cada 1,09 e 5,6 anos (Rocha 2002). Meurer (2004) menciona cheias anuais de 4,74 m. e recorrência de 2,64 e 5,75 anos para os níveis de 6 e 7 m respectivamente. Do mesmo modo, diversos autores descrevem o período de potamofases de dezembro-abril ou dezembro-maio (4-6 meses) com ocorrência de 2-3 pulsos (Agostinho , Zalewsky 1996; Rocha 2002; Meurer 2004). Entre tanto, os resultados das análises do regime hidrológico pós-construção da usina de Porto Primavera mostram um drástico desvio do comportamento hidrológico “normal” do rio Paraná (considerando o período 1964-1971 como representativos das condições “normais”) como mostrado no presente artigo e por outros autores (Rocha 2002; Souza-Filho *et al.* 2004, Silva 2005). Sobre este mesmo ponto, Richter *et al. op. cit.*, mencionam que a variabilidade nos índices de alterações hidrológicas não deve superar o limiar de 32%. Aplicando a mesma metodologia, Rocha (2002) estabelece um limiar de 35% para o rio Paraná, encontrando diferenças superiores a esta entre o período natural e pós-barramentos. Estes autores consideraram como indicadores de alterações hidrológicas atributos hídricos estreitamente relacionados com a *f* FITRAS (Neiff 1990) aqui considerada. As respostas ecológicas a regimes hidrológicos alterados em um rio específico dependem de

como os componentes do fluxo mudaram em relação ao regime natural (Poff , Ward 1989) e de como processos específicos ecológicos e geomorfológicos respondem a estas mudanças (Poff *et al.* 1997). Como responderiam, então, organismos cuja estratégia de história de vida evoluiu primariamente em resposta à alternância de fases amplas e intensas ou moderadamente intensas do fluxo natural?. Certamente, na maioria dos casos não muito favoravelmente. Nilsson, Bergreen (2000) mencionam mudanças globais nos ecossistemas ripários com mudanças na composição de espécies de florestas inundáveis para padrões mais próximos aos de vegetação de terra firme e de área não inundadas. Poff *et al.* (1997) e Bunn, Arthington (2002) mencionam o baixo recrutamento e migração e desigual distribuição de estrutura etária de peixes, reduzida sobrevivência de larvas de decápodes e desenvolvimento assíncrono de invertebrados bentônicos em condições similares as descritas para a planície de inundação do alto rio Paraná. Pringle *et al.* (2000) documentam extensivamente como as alterações hidrológicas resultaram em empobrecimento da biota aquática, redução da abundância das populações e perda da biodiversidade em rios temperados da América do Norte. No caso da América do Sul, menciona como principais efeitos a queda das densidades de espécies ícticas frugívoras e migradoras. Na planície de inundação do alto rio Paraná, Agostinho *et al.* (2004) mencionam, como principais alterações produzidas pela regulação de fluxo: 1) a erosão marginal e mudanças nos processos de sedimentação que afetam diretamente a estrutura da vegetação ripária; 2) desestruturação da vegetação aquática pela proliferação de macrófitas submersas devido ao incremento da transparência; 3) influência na composição e dominância nas assembleias planctônicas e de invertebrados bentônicos. No caso da ictiofauna, as respostas variam de acordo à história de vida dos táxons estudados. Assim, a ausência de fluxos tem um efeito negativo sobre as espécies migradoras, mas beneficia as sedentárias (Agostinho *et al.* 2001). No entanto, o recrutamento de todas as espécies é dependente da intensidade e amplitude das inundações (Agostinho *et al.* 2001, Agostinho *et al.* 2004). De outro lado, é importante destacar que variações não se encaixam dentro de este padrão. As variações diárias extremas seguindo os picos diários de geração de energia pelas usinas hidroelétricas diárias como as configuradas no rio Paraná não tem analogia nos ambientes de água doce, e num contexto evolutivo, representam um ambiente extremamente crítico e agressivo de distúrbios hidrológicos freqüentes e imprevisíveis (Poff *et al.* 1997). As populações aquáticas vivendo nestas condições experimentam alta mortalidade por estrés fisiológico pela remoção do substrato durante os picos altos e dessecação durante a vazante (Poff *et al.* 1997). Experiências de diminuição de área alagada, variação de nível e aumento da freqüência de distúrbio mostram drástico empobrecimento das comunidades

biológicas (Blinn *et al.* 1995; McCabe, Gotelli, 2002). Este tipo de variação não permitiria a reestruturação de diversas comunidades, por exemplo, a de invertebrados bentônicos que precisa de aproximadamente 15 dias em limnofase para se reestruturar após um distúrbio do tipo *reset process* (Silva Filho, Maltchik 2000) decorrente do pulso de inundação. Na planície de inundação do alto rio Paraná, Arenas-barra (2004) sugere que estas variações diárias estariam afetando a zonação transversal da comunidade bentônica e a densidade destes organismos nos ambientes com comunicação direta ao rio Paraná.

De modo geral, as respostas a fluxos alterados citadas na literatura se referem ao ambiente estudado (rio, planície de inundação, mata ciliar) ou algumas comunidades biológicas, mas falham em estabelecer impactos diferenciais das barragens ligadas à estrutura espacial e níveis de conectividade. Isto é fundamental para determinar as áreas mais impactadas, os processos aos quais estão submetidas e elaborar planos de conservação efetivos. Em parte a ausência de estas considerações na literatura deve-se a uma inadequada conceptualização do ambiente fluvial. A conceptualização do macrossistema fluvial com diversos subsistemas e diferentes níveis de conectividade ligados a diferentes níveis hidrométricos/descargas para cada um pode ser útil no avanço a uma perspectiva mais holística dos sistemas fluviais. Por outro lado a conceptualização de macrossistema fluvial esta em concordância com os três princípios estabelecidos na introdução. Desde sua definição original (Neiff 1990), diversos estudos focalizaram-se em determinar mudanças espaciais nos sistemas fluviais devido a diferentes níveis de inundação e níveis de conectividade. Ward, Stanford (1995b) referem graus de terrestrelização para os ambientes mais afastados da calha do rio (eupotamon, parapotamon e plesiopotamon). Tockner *et al.* (2000) e Ward *et al.* (2002b) citam mudanças na dinâmica do sistema devidas a diferentes fases temporais ligadas ao tipo de conexão ao rio/descargas e a proporção relativa de ambientes conectados por extravasamento do dique marginal. No Paraná médio, Neiff, Poi de Neiff (2003) Casco (2003) e Casco *et al.* (2003) determinam descritivamente mudanças na vegetação a diferentes níveis de conectividade (usando o índice de conectividade, CI) e diferentes atributos FITRAS.

No macrossistema fluvial do alto Paraná Comunello (2001) e Rocha (2002) determinam as áreas de inundação e níveis de conectividade relacionados com a atividade dos principais rios do macrossistema, entanto que Thomaz, Bini (2006) consideraram estas zonas de inundação como três sistemas diferentes sistemas. Corradini (2005) e Arenas-Ibarra (2008, esta tese) referem como a diferente estrutura da vegetação e da conformação da paisagem relacionam-se a diversos níveis de conectividade e FITRAS. Nessa base conceitual Silva (2007) e Souza-Filho (*no prelo*) determinam a recorrência e quantidade de dias de inundação

para os níveis propostos por Rocha (2002) encontrando mudanças nestas variáveis, devido ao funcionamento da barragem de Porto Primavera.

A combinação das abordagens do fluxo natural e conectividade proposta tem a vantagem de fornecer informação espacial de atributos tradicionalmente utilizados somente na escala temporal. Esse é o caso de FPOT, NPOT e NLIM (relacionado com o atributo hidrológico temporal da recorrência e manutenção de fluxo respectivamente). Por outro lado, os atributos ecológicos de amplitude e intensidade descritos por Neiff (1990, 2001) como espaciais podem providenciar informação temporal quando calculados como AMPPOTp, AMPLIMP, INTPOTp e INTLIMP. De outro modo, decompondo a conectividade nos seus atributos *f*FITRAS em diversos níveis de conectividade pode se determinar qual atributo é mais influenciado pela atividade da barragem em um determinado nível topográfico/feição ecológica e relacioná-los com processos biológicos, como sugerido por Neiff (2001), Casco (2003) e Casco *et al.* (2005). Pensamos que essa abordagem pode ser importante para identificar com mais precisão os efeitos das barragens em toda a extensão do macrossistema fluvial e mitigá-los.

A conservação de macrossistemas fluviais esta diretamente relacionada à manutenção do seu regime hidrológico natural (Poff *et al.* 1997). A principal ameaça ao logro deste intuito na parte alta da bacia do Prata é a operação da cadeia de reservatórios; neste sentido, qualquer estratégia de conservação passa necessariamente por atenuar seu efeito. Entretanto, não é suficiente garantir um fluxo medianamente contínuo garantindo a passagem de certa quantidade de água (o mal chamado “caudal ecológico”). Assim, o caso da planície de inundação do alto rio Paraná foge em certa medida das predições do conceito de descontinuidade serial (Ward, Stanford, 1995a), as quais se ajustam melhor para planícies entrelaçadas submetidas à operação de barragens de acumulação. A normal variabilidade diária é anual é também de capital importância, assim como os níveis de conectividade, para a manutenção da diversidade de espécies e ecossistemas.

Conclui-se que a operação da cadeia de reservatórios a montante tem alterado o ciclo hidrológico do rio Paraná e sua conectividade com a planície de inundação, comprometendo a biologia das espécies que se desenvolvem neste macrossistema e que com o método aqui apresentado é possível fornecer respostas mais precisas sobre quais atributos da conectividade e quais feições ecológicas estão sendo mais afetadas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Zalewski, M. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 1 (1-2):09-17.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., Hahn, N.S. 2004. The Upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation In: Thomaz, S.M., Hahn, N.S., Agostinho, A.A. (Ed.). *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 381-393.
- Amoros, C. 2001. The concept of habitat diversity between and within ecosystems applied to river side-arm restoration. *Environ. Manag.*, **28** (6): 805-817.
- Amoros, C., Roux, A.L. 1988. Interactions between water bodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. In: Schreiber, K. F. (Ed.). *Connectivity in landscape ecology*. Proceedings of the 2nd. International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. *Geographische Arbeiten*, **29**: 125-130.
- Amoros, C., Bornette, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwat. Biol.*, **47**: 761-776.
- Arenas-Ibarra, J.A. 2004. *Variações espaciais e temporais da comunidade de invertebrados bentônicos na planície de inundação do alto rio Paraná: sistemas Paraná e Ivinheima e redescrição de três espécies de Pomacea (Mollusca:Gastropoda:Ampullariidae)*[Spatial and temporal variability of benthic invertebrates community of Upper Paraná River floodplain: Paraná and Ivinheima systems and redescription of three species of *Pomacea* (Mollusca:Gastropoda:Ampullariidae)]. Maringá: Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais, Universidade Estadual de Maringá.
- Arenas-Ibarra, J.A. 2008. *Anomalias Kuhnianas na ecologia fluvial: Argentino Bonetto e Julian Rzóska*. [Kuhnian anomalies in fluvial ecology: Argentino Bonetto and Julian Rzoska]. Qualification monography of PhD of Environmental Sciences. Maringá State University, Maringá.
- Bond, B. 2003. Hydrology and ecology meet-and the meeting is good. *Hydrol. Proc.* **17**: 2087-2089.
- Bonetto, A.A., Wais, I., Castello, H.P. 1989. The increasing damming of the Paraná basin and its effects on the lower reaches. *Regul. Rivers Res. , Manag.*, **4**: 333-346.
- Bornette, G., Amoros, C., Lamouroux, N. 1998. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshw. Biol.* **39**:267-283.

- Bunn, S.E., Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manag.* **30**(4):492-507.
- Casco, S.L. 2003. Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paraná influenciada por el régimen de pulsos [Central vegetal populations and its spatial and temporal variability in one section of lower Paraná influenced by pulse regime]. Corrientes: PhD Thesis of Biology. National University of Nordeste.
- Casco, S.L. Neiff, M., Neiff, J.J. 2005. Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. Utilidad del software PULSO. [Biodiversity in fluvial littoral rivers] In: Aceñolaza, F. G. (Coord.). *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II, Miscelanea* **14**:419 – 434.
- Comunello, E. 2001. *Dinâmica de inundação de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do alto rio Paraná* [Inundation dynamics of seasonality flooded areas in upper Paraná river floodplain]. Master Dissertation of Environmental Sciences . Maringá State University, Maringá.
- Corradini, F. 2006. *Processos de conectividade e a vegetação ripária do alto rio Paraná* [Connectivity process and riparian vegetation of upper Paraná river]. Master Dissertation of Geography. Maringá State University, Maringá.
- Drago, E.C., Drago, I.E., Oliveros, O.B., Paira, A.R. 2003. Aquatic habitats, fish and invertebrates assemblages of the middle Paraná River. *Amazoniana* 16(3-4):291-341.
- Fernandez, O.V.Q., Souza Filho, E.E. 1995. Efeitos do regime hidrológico sobre a evolução de um conjunto de ilhas no Rio Paraná [Effects of hydrologic regime on the evolution of a conjunct of islands]. *Bol. Par. Geociên.* **43**: 161-171.
- Hannah, D.M., Wood, P.J., Sadler, J.P. 2004. Ecohydrology and hydroecology: A “new paradigm”? *Hydrol. Process.* **18**: 3439-3445.
- Hannah, D.M., Wood, P.J., Sadler, J.P. 2007. Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrol. Process.* **21**: 3385-3390.
- Junk, W.J., Bayley, P. B., Sparks, R. 1989. The flood pulse concept in river flood plain systems. In: Dodge, D P. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **106**: 110-127.
- Kalliola, R. Puhakka, M. 1988. River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the river Kamajohka, northernmost Finland. *J. Biogeo.* **15**(5-6): 703-719.
- Knighton, D. 1999. Downstream variation in stream power. *Geomorphology* **29**: 293-306.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G., Miller, J.P. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. W.E Freeman and CO. Publishers, San Francisco.

- Meurer, M. 2004. *Regime de cheias e cartografia de áreas inundáveis no alto rio Paraná, na região de Porto Rico- PR.* [floods regime and cartography of flooding areas in upper Parana river at Porto Rico region]. Master Dissertation of Geography. Maringá State University, Maringá:
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná [Ideas for ecologic interpretation of Parana]. *Interciencia* **15**(16). 424-441.
- Neiff, J.J. 2001. Biodiversity in some tropical wetlands systems of South America In: GOPAL, B., Junk, W.J., Davis, J.A. (Ed.): *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, vol.2, pp.119-139.
- Neiff, J.J. 2004. *El Iberá...en peligro?* [The Ibera... in danger?] Ed. Fundación Vida Silvestre de Argentina, Buenos Aires.
- Neiff, J.J., Poi de Neiff, A. 2003. Connectivity processes as a basis for management of aquatic plants. In: Thomaz, S.M., Bini L.M. (Eds.), *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*, EDUEM, Maringá. pp. 40-58.
- Neiff, J. J., Neiff, M. 2003. *PULSO, software para análisis de fenómenos recurrentes* [PULSO software for analyzing recurrent phenomem]. Dirección Nacional de Derecho de Autor N°. 236164 (Argentina), Buenos Aires, Downloaded of <http://www.neiff.com.ar>.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. Revenga, C. 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, **308**: 405-408.
- Okada, E.K., Agostinho, A.A., Petrere, M., Penzack, T. 2003. Factor affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná basin, Brasil. *Ecohydrol.Hydrobiol.* **3**(1):97-110.
- Petts, G.E. 2007. Hydroecology and water resources management. In: Wood, P.J., Hannah, D., Sadler, J.P. (Eds). *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. Wiley, Chichester, pp. 225-252.
- Petts, G.E., Morales-Chaves, Y., Sadler, J.P. 2006. Linking hydrology and biology to assess the water needs of river ecosystems. *Hydrol. Proc.* **20**: 2247–2251.
- Pillar, V.D.P. 2006. *MULTIMINOR Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling* version 2.4 for Macintosh and Windows. –UFRGS, Porto Alegre, Brazil
- Poff, N.L., Ward, J.V. 1989. Implications of stream flow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of stream flow patterns. *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.*, **46**: 1805-1817.

- Poff, N.L., Allan, D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, **47**(11):769-784.
- Poff, N.L.R., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Pro.Nat. Academ. Scien. USA*, **104**:5732-5737
- Poole, G. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshw.Biol.***47**: 641–660
- Pringle, C., Freeman, M.C, Freeman, B.J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world; tropical-temperate comparisons. *BioSci.* **50**(9): 807-823
- Pringle, C. 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.*, **17**: 2685–2689
- Pringle, C.M., Naiman, R.J. Breschko, G., Karr, J.R., Oswald, M.W., Webster, J.R., Welcomme, R.L., Winterbourn, M.J. 1988. Patch dynamics in lotic ecosystems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.***7**(4): 503-524.
- Puckridge, J.T., Sheldon, F., Walker, K.F., Boulton, A.J. 1998. Flow variability and the ecology of large rivers. *Mar.Fresh. Res.***49**: 55-72.
- Puhakka, M., Kalliola, R., Rajasilta, M., Salo, J. 1992. River types, it evolution and sucessional vegetation patterns in Peruvian Amazonia.. *J. Biog.* 9(6):.651-665.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. Braun, D.P. 1997. How much water does a river need?. *Freshw. Biol.***37**:.231-249.
- Rocha, P. C. 2002. Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR [Channel dynamics on upper Parana River-floodplain system near Porto Rico]. PhD Theses of Environmental Sciences. Maringá State University, Maringá.169 p.
- Salo, J. 1990. External processes influencing origin and maintenance of inland water-land ecotones In: Naiman, R.J., Decamps, H., *The ecology and management of aquatical terrestrial ecotones*. New Jersey: UNESCO- Parthenon Publishing group, p. 37-64.
- Silva, S.A.2007. Mecanismos de transmissão de fluxos de água e sedimentos em dois grandes rios aluviais impactados pela atividade humana: o Araguaia e o Paraná [Transmission mechanism of water and sediment flow in two alluvial large Rivers impacted by human activity: Araguaia and Parana]. Maringá: PhD Theses of Environmental Sciences. Maringá State University, 142 p.

- Souza Filho, E.E.; , Stevaux, J.C. 2004. Geology and geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinheima river complex In: Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Hahn, N.S. (Ed.): *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 1-29.
- Souza Filho, E.E., Rocha, P. C., Comunello, E., Stevaux, J.C. 2004. Effects of the Porto Primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. In: Thomaz, S M., Agostinho, A. A., Hahn, N.S. (Ed): *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 55-74.
- Souza Filho, E.E Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology (no prelo)*
- Thomaz, S.M., Pagioro, T.A., Bini, L.M., Roberto, M.C. Rocha, R.R.A. 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: Thomaz, S.M., Agostinho, A. A., Hahn, N.S. (Org.). *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys publishers, p. 75-102.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M. 2006. Importância da limnologia no monitoramento da qualidade ambiental de unidades de conservação [Importance of limnology to monitoring environmental quality in conservation areas]. In: Campos JB., Tossulino MGP., Müller, CRC. (Org.). *Unidades de conservação: ações para a valorização da biodiversidade*. IAP, Curitiba, p p. 313-325.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiol.* **579**: 1-13.
- Tockner, K., Malard, F., Ward, J.V. 2000. An extension of the floodplain concept. *Hidrol Proc.* **14**:2861-2883.
- Ward, J.V., Stanford, J.A. 1995a. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Reg. Riv. Res., Manag.* **10**: 159-168.
- Ward, J.V., Stanford, J.A. 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Riv. Res. Manag.* **11**: 105-119.
- Ward, J.V. Tockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshw. Biol.* **46**: 807-819.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, B., Claret, C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshw. Biol.* **47**: 517-539.

Zalewski M. 2000. Guest Editorial. Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools towards sustainability of water resources. *Ecol. Eng.*165:1– 8.

3 ESTRUTURA DA PAISAGEM NO PARQUE ESTADUAL DAS VÁRZEAS DO RIO IVINHEMA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A CONSERVAÇÃO DE MACROSSISTEMAS FLUVIAIS

RESUMO

Avaliou-se a diversidade paisagística e atributos hidrológicos em três setores do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema com o intuito de encontrar relações entre estas. Considerou-se três setores: Baia- canal Ipoitã (BAIA-IPO), Canal Ipoitã- Ivinheminha (IVINH) e Ivinheminha- 3^{ra} foz do rio Ivinhema(FOZ). A determinação da diversidade da paisagem foi realizada sobre uma imagem Landsat 7 TM (09/08/00), classificada de acordo com as células de água, solo exposto, arbustos, bosque fluvial e bacia de inundação. Os Índices de composição de paisagens de riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância foram considerados. Os atributos hidrológicos da *f* FITRAS foram calculados para os três pontos geográficos de menor altitude de cada setor, determinados previamente com modelos SRTM e conferidos em campo com GPS. O setor BAIA-IPO teve a maior riqueza e dominância predominando a vegetação arbustiva/gramíneas. O setor IVINH apresentou a maior diversidade, equitabilidade e área alagada. Os setores BAIA-IPO e FOZ tiveram diferenças nos seus atributos FITRAS. A geomorfologia e o regime de pulsos influenciam fortemente a composição da paisagem num macrossistema fluvial. Estes fatores devem ser considerados para o manejo e conservação de unidades de conservação que contenham macrossistemas fluviais na sua área.

Palavras chave: Macrossistema fluvial do alto rio Paraná, *f* FITRAS, conectividade hidrológica, diversidade da paisagem, Parque Estadual das Ilhas e Várzeas do rio Ivinhema.

ABSTRACT

Landscape diversity and hydrologic attributes were evaluated in three sectors of the State Park of Ivinhema's river Varzeas aiming related them. The sectors considered were Baia- Ipoitã Channel (BAIA-IPO), Ipoitã Channel-Ivinheminha (IVINH) and Ivinheminha- 3rd mouth of Ivinhema river (FOZ). The determination of landscape diversity was made on Landsat 7 TM image (09/08/00), classified according to the patches of water, exposed soil, shrub / grassland vegetation, fluvial forest and flooding basin. Landscape composition indexes of richness, diversity, equitability and dominance were considered. Hydrologic attributes of *f* FITRAS

were calculated for the three geographic points of minor altitude at each sector. BAIA-IPO sector had the biggest richness and dominance with shrub vegetation/ grassland patches predominantly. IVINH sector showed the highest diversity, equitability and largest flooded area. BAIA-IPO and FOZ sectors had differences in the *f* FITRAS attributes. Geomorphology and the regime of pulses strongly influenced the landscape composition in fluvial macrosystem. These factors should be considered for the management of conservation units that include fluvial macrosystems river in its area.

Keywords: fluvial macrosystem of upper Parana river, *f* FITRAS, hydrological connectivity, landscape diversity, State Park of Ivinhema's river Varzeas

3.1 INTRODUÇÃO

Em ecologia como em outras ciências, conceitualizar o sistema em estudo é fundamental para lograr sua compreensão e explicação. A falta de consenso nas definições é uma das principais críticas que se faz a ecologia, e a ecologia fluvial não é uma exceção (Rigler, Peters 1995). Assim os rios têm sido considerados ecossistemas (Margaleff 1960), sistemas renais (Sioli 1975), contínuos de matéria e energia (Vannote *et al.* 1980), sistemas rio - planície de inundação (Junk *et al.* 1989), macrossistemas fluviais (Neiff 1990), mosaicos de paisagens (Pringle *et al.* 1988), ecótonos terra-água (Naiman, Décamps 1990) e paisagens fluviais (Ward *et al.* 2002). Embora com diferenças conceituais as vezes conflitantes, todas estas são definições operativas aceitáveis dos rios considerando de algumas de suas características funcionais, mas no final..o que é e como se comporta um rio?. Os maiores problemas das definições conflitantes se observam no momento da sua aplicação prática. Pringle (2001) critica um dos problemas derivados destas: o estabelecimento de unidades de conservação que compreendem sistemas fluviais cujos limites políticos não levam em consideração os seus limites funcionais. No caso do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema, grande parte de sua área esta constituída por planícies de inundação, que são macrossistemas fluviais cujo funcionamento é governado pela dinâmica fluvial em diversas escalas temporais e espaciais (Salo 1990), sendo o regime de pulsos hidrossedimentológicos (potamofase+limnofase) um dos seus mais importantes componentes (Junk *et al.* 1989; Neiff 1990; Ward *et al.* 2002). A recorrência deste distúrbio tem amplitudes e intensidades diferenciais nos diversos setores de uma planície de inundação o que pode ser chamado de assinatura hidrológica (Neiff 2004). Assim, setores funcionalmente distintos podem ser discriminados dentro de um macrossistema fluvial (Thomaz, Bini, 2006). Esta particularidade e os processos intrínsecos a ela é o que confere às planícies de inundação alta diversidade de habitats, ecossistemas e paisagens (Thomaz *et al.* 2007). No entanto, estas escalas de diversidade espacial são geralmente confundidas ou usadas como sinônimos, sendo que a dinâmica das células de paisagens e diversidade paisagística raramente são medidas. Conceituações mais modernas do manejo dos rios consideram os sistemas fluviais como um mosaico de paisagens no qual a interação entre estes e a comunicação dos estímulos (eg. pulso hidrossedimentológico) é mediada pelo padrão espacial de conformação (Pringle 2003; Wood *et al.* . 2007). Esta escassez de estudos motiva, por exemplo, que em planos de manejo se conceitue as planícies e áreas úmidas em geral como uma categoria única (INRENA 2000; Bianco 2004). Esta ação não considera que como mosaicos de ecossistemas e paisagens

dentro de um macrossistema (Neiff 2004) ou conjunto de ecótonos (Naiman *et al.* 1988; Naiman, Décamps 1990), as planícies de inundação podem apresentar setores funcionalmente distintos que precisem de medidas de conservação particulares. Assim estabelecido, nesta contribuição foi mensurada a estrutura da paisagem e os atributos hidrológicos de três setores do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema na planície de inundação do Alto rio Paraná visando relacioná-las com a conectividade e o regime de pulsos com intuito de identificar setores funcionalmente distintos visando contribuir a conservação do Parque Estadual do Ivinhema.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema (PEVRI) foi criado pelo governo do Estado de Mato Grosso do Sul mediante decreto nº 9278 de 17 de dezembro de 1998, com o objetivo de "preservar a diversidade biológica, proteger o patrimônio natural e cultural da região, com sua flora, fauna, paisagens e demais recursos bióticos e abióticos associados". Esta unidade de conservação (UC) (Fig. 1), localiza-se no sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul, compreendendo os territórios dos Municípios de Taquarussu, Jateí e Ivinhema. O PEVRI abrange grande parte do baixo curso do rio Ivinhema, afluente do rio Paraná, estendendo-se desde a margem direita do rio Paraná na foz do rio Baía até a 3^{ra} foz do rio Ivinhema no rio Paraná, incluindo inúmeras lagoas e importantes ecossistemas lóticos como os rios Curupaí, Guiraí, canal Curutuba, que une o Ivinhema ao Baía e o canal Ipoitã que une o Ivinhema ao Paraná, com um área total de 73.345,15 ha. Entre outros ecossistemas, apresenta floresta estacional semi-decidual, floresta ombrófila densa e formações tipo várzea. O rio Ivinhema, em conjunto com o rio Paraná e o rio Baía conformam a planície de inundação do alto rio Paraná. O PEVRI está inserido na Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, criada para conservar o remanescente da planície alagável do alto Paraná. Diversos ambientes do PEVRI fazem parte do Sítio 6 do Programa Nacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD-6). Para o presente estudo, o parque foi dividido em três setores funcionais: Baía-Curutuba-Ipoitã (BAIA-IPO), Ipoitã-Ivinheminha (Ivnh) e Ivinheminha- Foz (FOZ) (Fig. 2)

3.2.2 Metodologia

A determinação da estrutura da paisagem foi realizada sobre uma imagem Landsat 7 (09/08/00) classificada mediante o algoritmo ISOSEG (classificação não supervisionada) do programa Erdas Imagine 9.1 (Leica Geosystems, 2006). Para a classificação consideraram-se os fragmentos de água, solo exposto, bacia de inundação, bosque fluvial e vegetação arbustiva/gramíneas (Quadro1). Utilizou-se a área de cada fragmento para calcular os índices de composição de paisagem de riqueza, diversidade, equitatividade e dominância usando programa FRAGSTAT (McGarigal, Marks, 1995). As considerações sobre as células de paisagem foram validadas em campo registrando-se a posição geográfica em cada observação e contrastando a paisagem observada com os resultados da classificação. A imagem Landsat 7 TM (09/08/00) foi escolhida por retratar um período de seca pronunciada, o que ajuda a que as manchas de paisagem estejam melhor definidas e que permite conjecturar com maior exatidão a pertinência da paisagem observada a uma ou outra classe.

Mediante o programa Surfer 8,0 (Golden Software, 2002) foi gerado um modelo numérico de terreno a partir dos dados da missão SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). Estes dados foram interpolados por krigagem, como sugerido por Valeriano (2004), para se obter ganho na resolução espacial (de 90 m a 30 m.). Com este modelo foram determinados os três pontos de menor altitude de cada setor, validando-se a informação altimétrica em campo mediante D-GPS. Esta informação foi correlacionada com a informação hidrométrica das estações de Porto São José e Porto Caiuá situadas no rio Paraná (Fig 2), calculando-se as variáveis da função f FITRAS (Neiff 1990): amplitude, intensidade média, número de pulsos completos (limnofase + potamofase), intensidade de potamofase (máximo) e limnofase (mínimo) para cada um dos setores BAIA-IPO (Porto São José) e FOZ (Porto Caiuá) (Fig 3) usando o programa PULSO (Neiff, Neiff 2003). Adicionalmente calculou-se o índice de conectividade (Neiff, Poi de Neiff 2003), definido como a razão entre a quantidade de dias em potamofase e a quantidade de dias em limnofase em um determinado período. O procedimento metodológico é detalhado na figura 4.

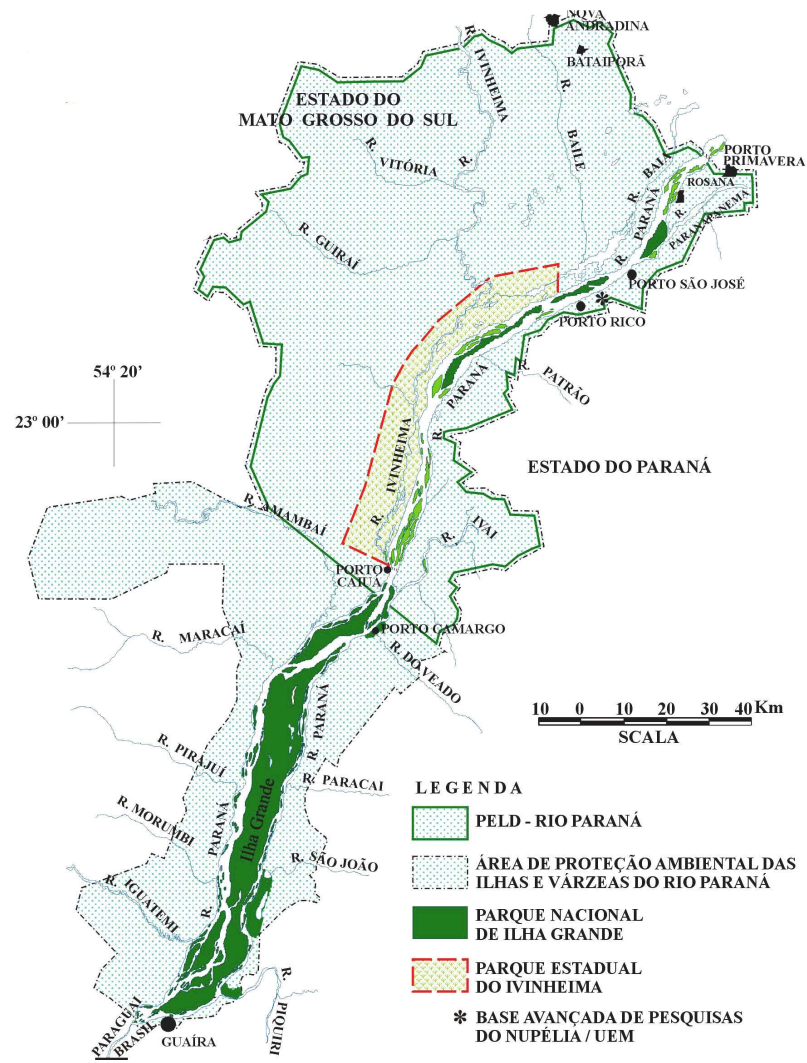


Figura 1. Parque Estadual das várzeas do Ivinhema e unidades de conservação existentes na planície de inundação do Alto rio Paraná

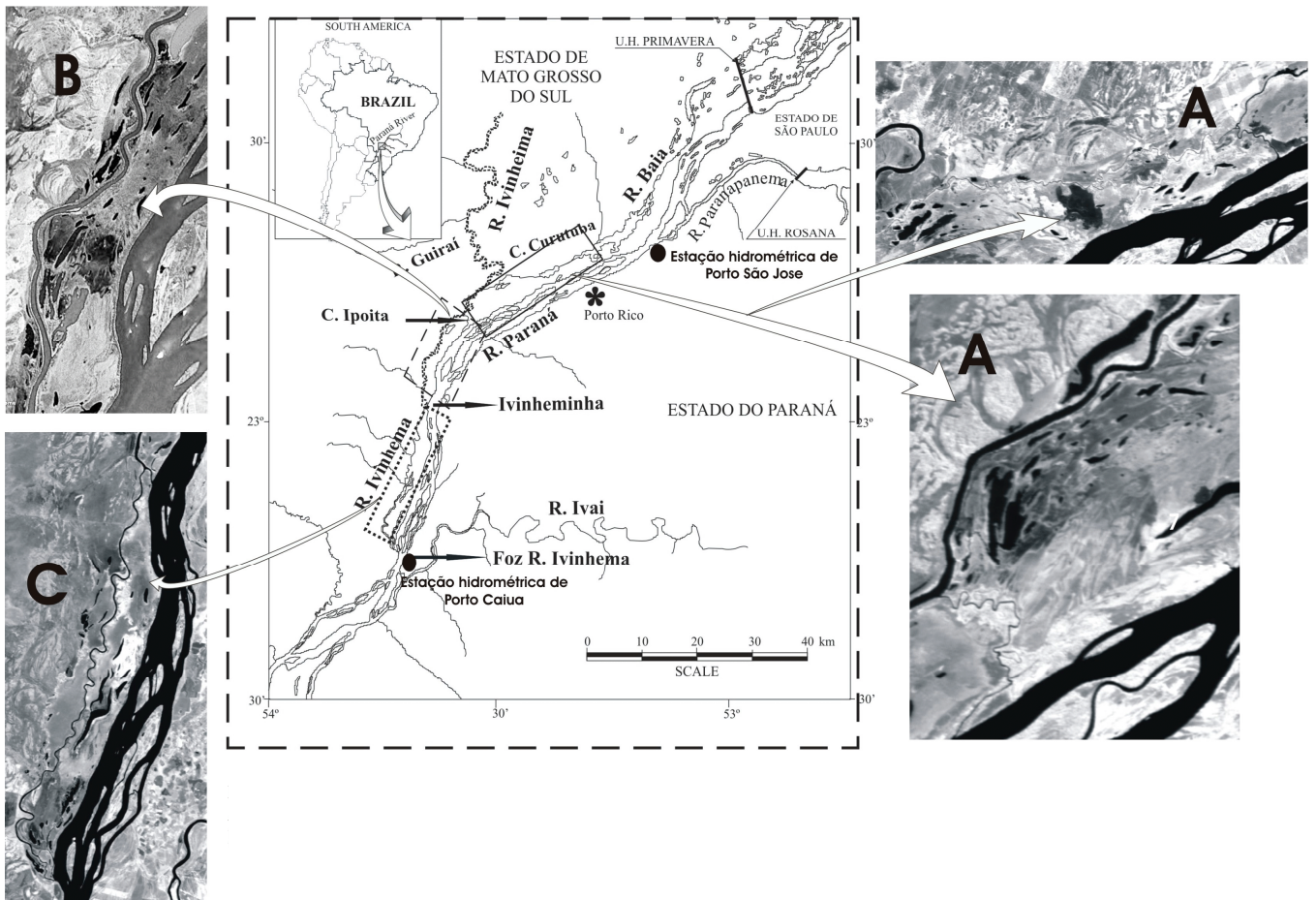


Figura 2. Setores do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema A.-Curutuba-Baia-Ipoitã: BAIA-IPO; B.-Ipoitã-Ivinheminha (2^{da} foz do rio Ivinhema): IVINH; C.- Ivinheminha-Foz do Ivinhema (3^{ra} foz do Ivinhema): Foz.

CÉLULAS DE PAISAGEM	DESCRIÇÃO
SOLO EXPOSTO	Depósitos de crevasse, áreas desmatadas.
BACIA DE INUNDAÇÃO	Baixios e alagadiços
ÁGUA	Lagoas e paleocanais ativos
BOSQUE FLUVIAL	Vegetação ripária associada a solos argilosos
VEGETAÇÃO ARBUSTIVA/GRAMINEAS	Vegetação de menor porte, dominada principalmente por <i>Panicum pernambucensis</i>

Quadro 1. Descrição das células de paisagem consideradas

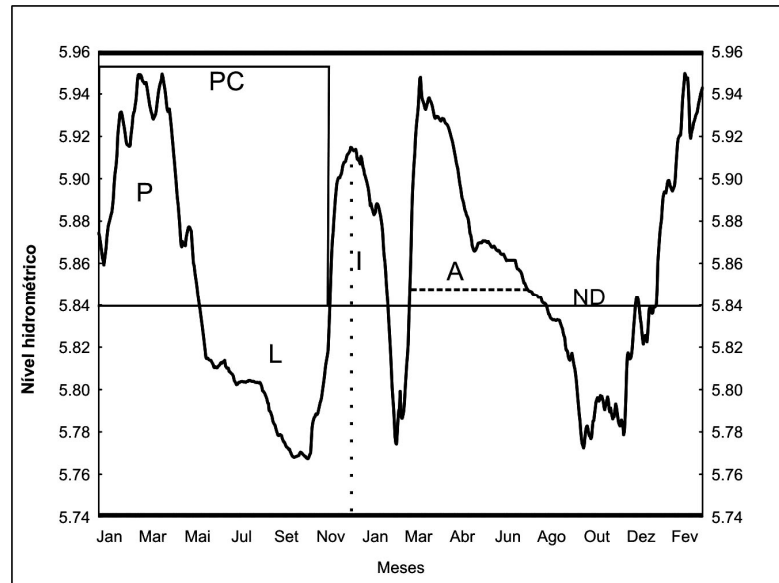


Figura 3. Atributos do ciclo hidrológico estudados P: Potamofase, L: Limnofase, PC: Pulso completo (P+L), I.- Intensidade (nível máximo de P ou mínimo de L), A: Duração do evento, ND: Nível de transbordamento.

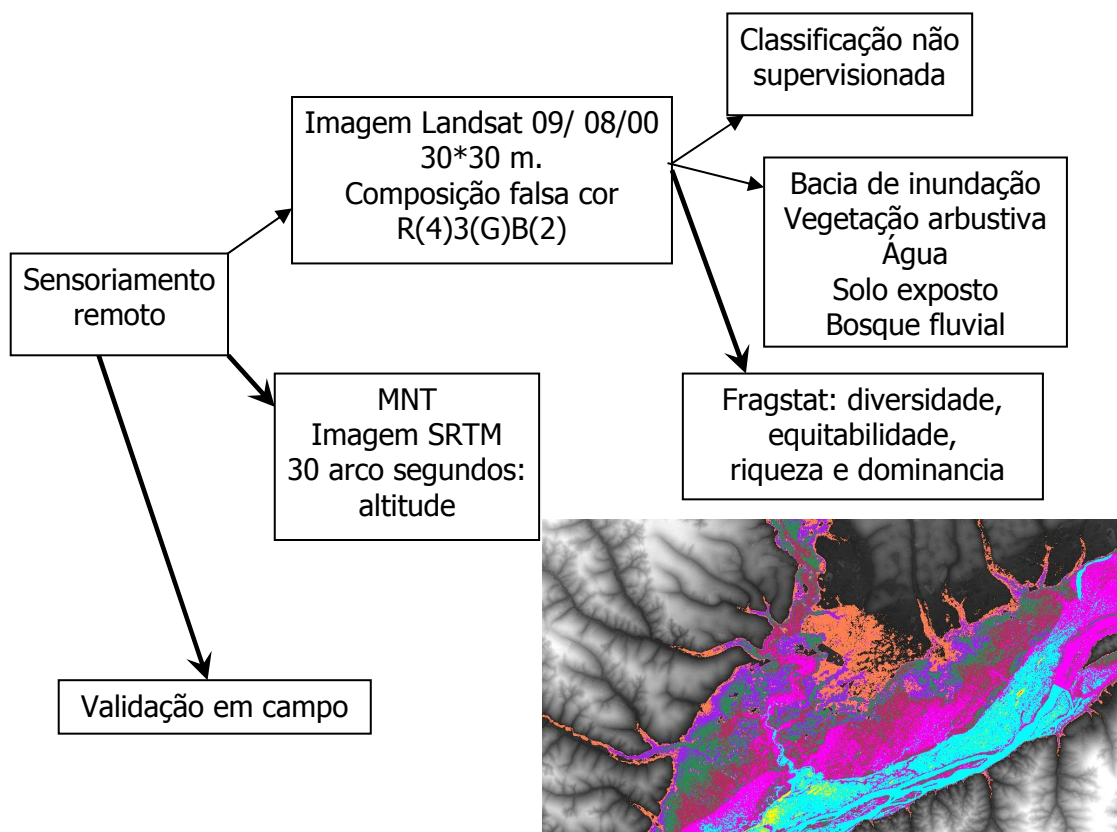


Figura 4. Procedimento metodológico

3.3 RESULTADOS

O Setor IVINH teve proporcionalmente maior área alagada, enquanto que o setor BAIA-IPO teve a maior área de vegetação arbustiva/gramíneas. Este mesmo setor foi o único

que apresentou a célula de solo exposto e, coincidentemente, teve a menor área de bosque fluvial. O setor FOZ foi o que teve a maior cobertura de bosque fluvial (Quadro 2 e Fig. 4). Entre o setor BAIA-IPO teve a maior riqueza de fragmentos, (Quadro 2 e Fig. 6) mas deve se considerar que este foi o único setor que apresentou a categoria solo exposto. A dominância também foi maior neste setor, predominando a vegetação arbustiva/gramíneas. O setor IVINH apresentou a maior diversidade e equitatividade.

A respeito da dinâmica de pulsos, as alturas e coordenadas dos lugares identificados como mais baixos em cada setor são mostrados no Quadro 4. Tomando em consideração estes dados, determinou-se como nível de potamofase a cota de 3 metros para o setor BAIA-IPO, em referencia ao hidrômetro de Porto São José e de 2 metros para o setor FOZ, em referencia ao hidrômetro de Porto Caiuá. A análise do regime de pulsos mostrou que a quantidade de pulsos foi maior em Porto São José e que estes foram mais intensos, entanto que os pulsos em Porto Caiuá foram mais amplos. A conectividade foi maior em Porto Caiuá (Fig. 8).

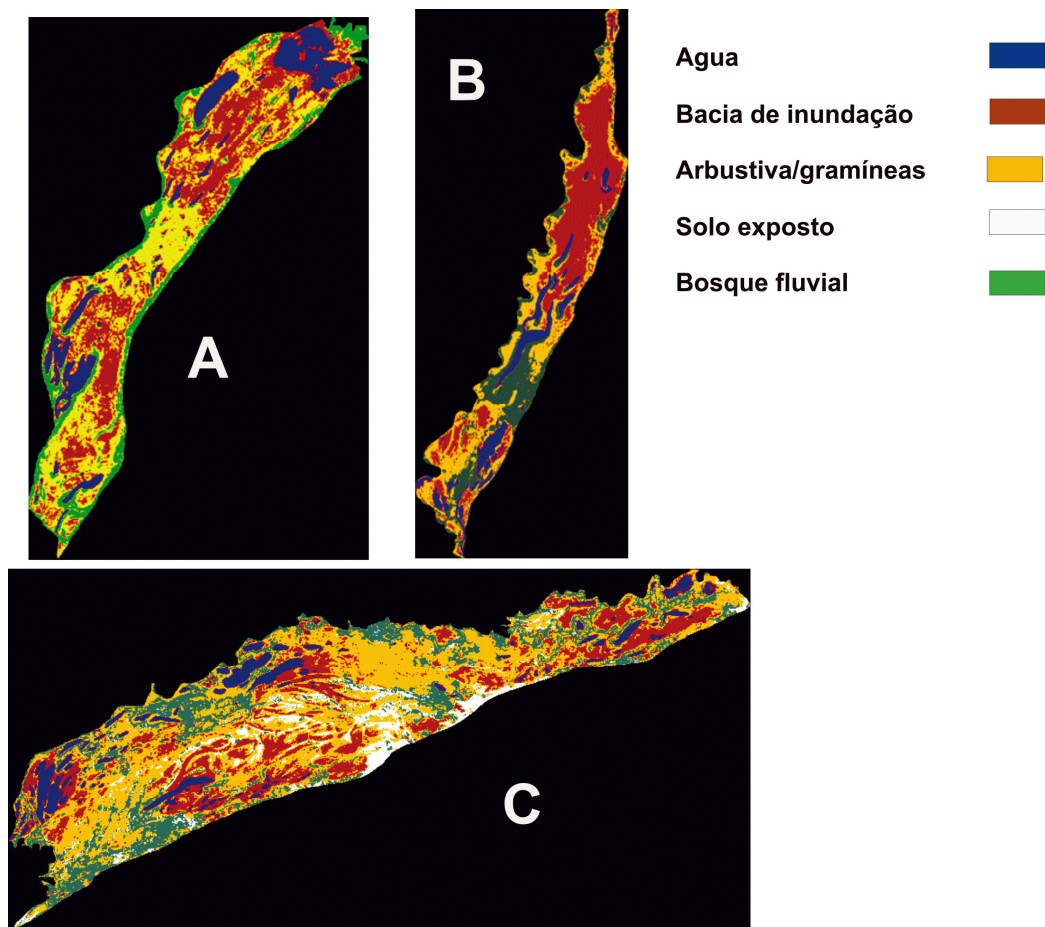


Figura 5. Imagem Landsat TM 7 09/08/00 Classificada. Composição RGB 4,3,2. A: Setor IVINH, B: Setor FOZ, C: Setor BAIA-IPO.

	Foz		Ivinh		Baia- Ipo	
	Área (has)	pi	área	pi	área	pi
Água	650,25	0,082	598,32	0,107	611,37	0,063
Bacia de inundação	2543,49	0,323	1688,04	0,304	1976,04	0,206
Vegetação arbustiva/gramíneas	2836,75	0,360	2009,34	0,361	5320,85	0,555
Solo exposto	0	0	0	0	794,61	0,082
Bosque fluvial	1840	0,233	1256,3	0,226	876,4	0,091
Área total	7870,49		5552		9579,27	

Quadro 2. Área das células de paisagem em cada setor, Área em hectares.

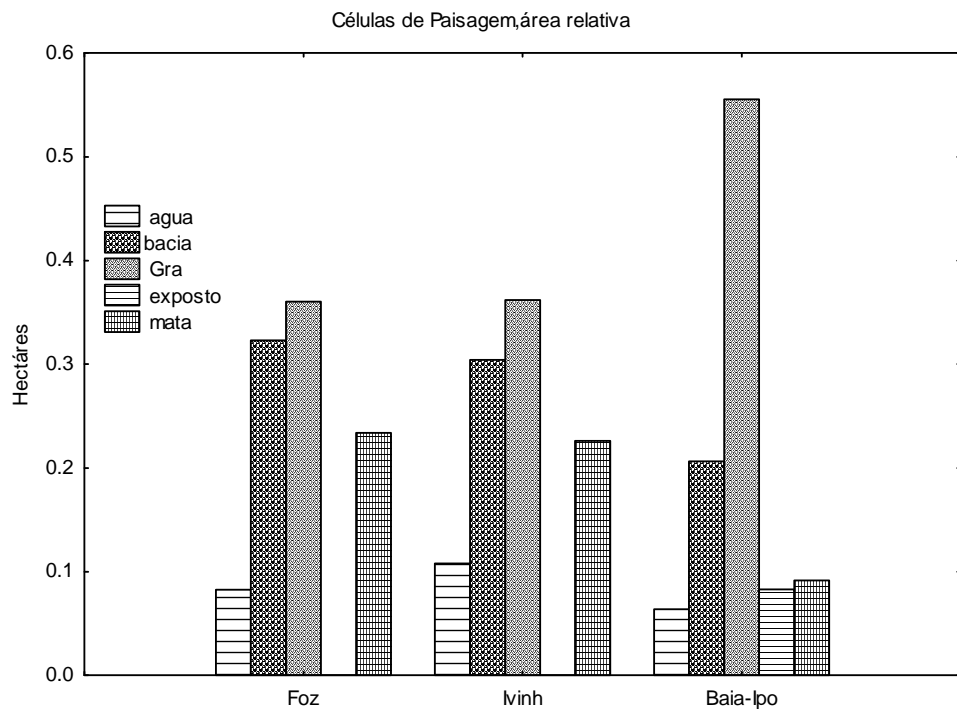


Figura 6. Área das células de paisagem em cada setor

	R	H	E	D
FOZ	4	1,27	0,31	2,72
IVINH	4	1,30	0,32	2,69
BAIA- IPO	5	1,25	0,25	3,74

Quadro 3. Métricas de paisagem por setor. R: Riqueza, H: Diversidade, E: Equitatividade, D: Dominância.

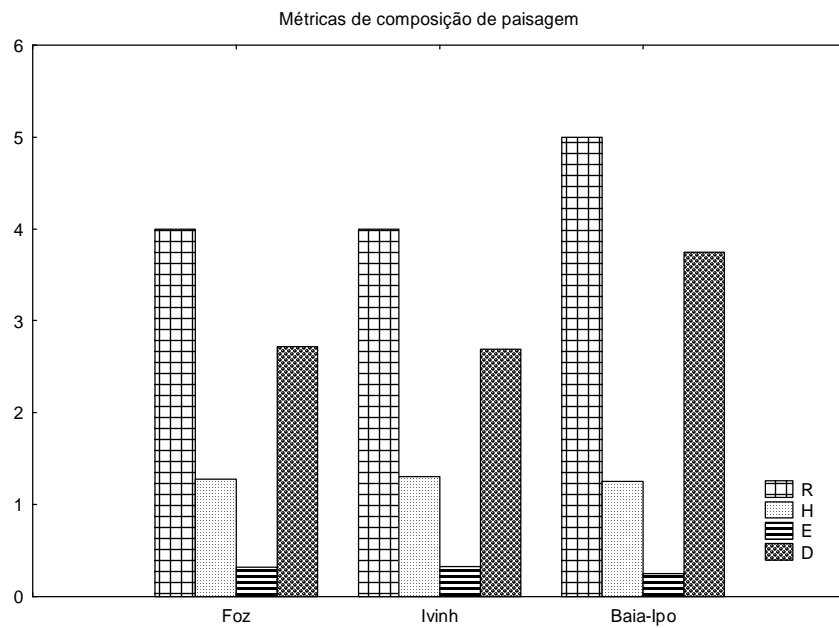


Figura 7.- Métricas de paisagem por setor

Ponto	Posição (UTM) Zona 22 Datum: WGS 84	Altitude	Altura hidrômetro	Zona
Crevasse baia	259749.6525 E 74800600.5696 S	234	232 (Porto São Jose)	Baia-ipoita
Baixio	252200.2878 E 7477660.9329 S	234	232 (Porto São Jose)	Baia-ipoita
Buracão	2425229143 E, 747304.7443 S	234	232 (Porto São Jose)	Baia-ipoita
Porto 18	230762 E, 7458232 S	234	232 (Porto São Jose)	Ipoitã-Ivinheminha
Pintado	230756 E, 7458232 S	233	232 (Porto São Jose)	Ipoitã-Ivinheminha
Pintado	230628 E, 7457529 S	234	232 (Porto São Jose)	Ipoitã-Ivinheminha
Vista Alegre	228508 E, 7452734 S	229	227(Porto Caiuá)	Foz
Boca Aberta	228572 E, 7444081 S	229	227(Porto Caiuá)	Foz
Foz	223109 E, 7430933 S	229	227(Porto Caiuá)	Foz

Quadro 4. Posição Geográfica (UTM, WGS 84) das áreas de menor altitude de cada setor

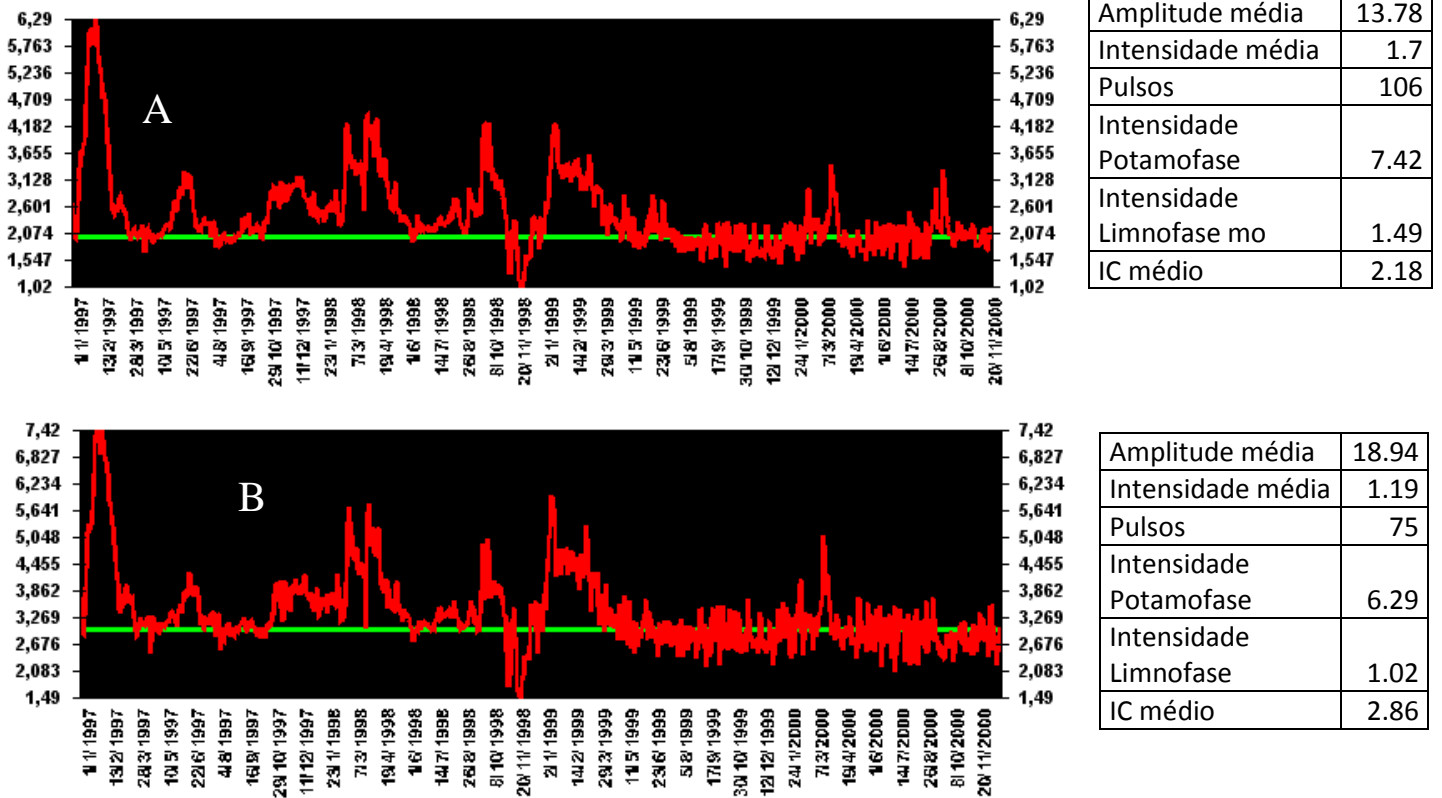


Figura 8. Dinâmica de pulsos em A: Porto Caiuá e B: Porto São Jose.

3.4 DISCUSSÃO

O pulso hidrossedimentológico e a conectividade estão fortemente ligados à estruturação da paisagem fluvial (Malanson 1993). Sioli (1975) mencionou que o rio é o arquiteto de sua paisagem, modelando e remodelando sua bacia. No caso da planície do alto rio Paraná não é diferente. A maior riqueza do setor BAIA-IPO, ligada diretamente à presença de solo exposto, não esta relacionada somente a sua história de ocupação e desmatamento. Este setor e o que apresenta maior intensidade de pulsos e é o mais fortemente afetado nas grandes enchentes. Assim, a maior incidência do fluxo do rio produz depósitos de crevasse e, ainda dentro da planície é possível encontrar depósitos de canal caracterizados por apresentar substratos arenosos presentes nos paleocanais por onde a água discorre no momento da enchente. Estes solos arenosos são interpretados pelo classificador de imagens dentro da categoria “solo exposto”. Isto mesmo pode explicar que a célula bacia de inundação seja menos numerosa neste setor, pois no momento da passagem do satélite (09/08/00), a planície estava seca e por isso, grande parte destes depósitos caíram na outra categoria (solo exposto).

Por outro lado, quando a bacia de inundação esta seca ou secando, estas áreas são rapidamente colonizadas por plantas temporárias hidrófilas, como por exemplo, *Panicum pernambucensis*, que pode colonizar substratos arenosos e areio argilosos a diferença da vegetação de maior porte, que precisa substratos duros (argila) para se fixar. A importância dos resultados obtidos não esta no padrão estrutural *per se*, pois se tratando de uma planície de inundação, isto é temporário, mas sim nas diferenças da estrutura da paisagem nos três setores, o que reflete suas condições de inundação diferenciadas. Neste sentido a maior diversidade e maior área de água no setor IVINH mostraria que suas condições de FITRAS são intermediárias entre os outros dois setores. Uma análise mais profunda destes aspectos poderia levar a assimilar estes resultados à hipótese de distúrbio intermediário (Connell 1978), tentar encontrar se estes padrões se repetem em outras escalas, e como este padrão muda em diferentes graus de FITRAS espacialmente e no tempo.

Os conhecimentos sobre como os atributos da FITRAS variam de acordo à posição de uma determinada paisagem ao longo do rio são limitados e são considerados uma área na qual é necessária ainda muita pesquisa (Nilsson, Svedmark 2002). Na planície de inundação do alto rio Paraná, a maior parte dos esforços para a determinação dos níveis de inundação focalizara-se na região de Porto Rico. Assim, considera-se que quando o nível hidrométrico atinge níveis superiores a 3,2- 3,5 m, se estabelece a conectividade entre o rio Paraná e as lagoas das ilhas e várzea com maior conectividade, influenciando a qualidade das águas desses ambientes (Thomaz *et al.* 2004). Quando se atinge o nível de 4,6 m, inicia-se o afogamento do rio Ivinhema e das lagoas de várzea com maior conectividade a este. A 6,1 m inicia-se o alagamento das partes altas da planície e a 7,0 metros se alcança o nível de margens plenas naturais, observando-se fluxos ativos no interior da planície (Rocha 2002). Corradini (2006) sugere níveis de conectividade diferentes a estes, considerando o nível de 2 m como limite mínimo para manutenção dos ambientes aquáticos, 3,20 m para maior influência do rio sobre a planície e reativação de paleocanais e 5,90 m. para transbordamento generalizado e fluxo ativo no interior da planície. Os limites inferiores estabelecidos por este autor são próximos aos utilizados neste trabalho. Contudo, os limites aqui considerados para a região de Porto Rico ou BAIA-IPO obedecem à manutenção da condição de fluxo através das crevasses e canais de escoamento, que são as áreas próximas ao rio mais baixas. A manutenção desta condição poderia também ser associada a manutenção do nível do freático e com uma ligeiro incremento, à ocorrência de pulsos hiporreicos (Tockner *et al.* . 2000). Os níveis de inundação da região aqui denominada FOZ, não haviam sido pesquisados até o presente trabalho. A estrutura da paisagem e hidrometria analisadas sugerem que os níveis de

inundações são menores no setor FOZ do que no setor BAIA-IPO, mas que quando acontecem inundações, a quantidade de água que chega até Porto Caiuá é menor a que passa por Porto São José. Deste modo, a planície no setor BAIA-IPO atua como acumulador e retardador de fluxo. Este mecanismo também é descrito por Neiff para o Chaco Oriental (Neiff 1986).

A ideia de que a estrutura paisagem fluvial se ajusta a dinâmica de mosaicos tem sido amplamente apresentada em ecologia fluvial (Sioli 1975; Salo *et al.* 1986; Puhakka 1988; Naiman *et al.* 1988; Pringle *et al.* 1988). No entanto o fato de que nas planícies de inundação os fluxos sejam maioritariamente laterais (Junk *et al.* 1989; Neiff 1990) antes do que longitudinais (Vannote *et al.* 1980), parece ter feito esquecer aos fluviólogos que o rio muda longitudinalmente sua geometria hidráulica (Leopold *et al.* 1964), o que determina padrões de inundação diferenciados ao longo do curso de um rio, mesmo que este seja de planície. Esta omissão como mencionado na introdução se reflete em que nas aplicações da ecologia fluvial, principalmente na biologia da conservação, a unidade “planície” seja considerada “uniforme estrutural e funcionalmente ao longo de sua extensão” (INRENA 2000; Bianco 2004.). Abordagens em escalas espaciais paisagísticas podem ajudar a que esta concepção mude.

REFERÊNCIAS

- Bianco, L.C. 2004 Zoneamento ambiental do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS: uma abordagem em ecologia de paisagem. *Monografia, Departamento de Geologia Aplicada(DGAP)/Faculdade de Geologia – UERJ*, (180 p.)
- Comunello, E. 2001. Dinâmica de inundações de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do alto rio Parana. Tesis de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, 35p.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310
- Corradini, F. 2006. Processos de Conectividade e a Vegetação Ripária do Alto rio Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá.
- INRENA. Instituto Nacional de Recursos Naturales. 2000. Plan Maestro de la Reserva Nacional Pacaya Samiria. Loreto –Perú. 153 p.
- Junk W.J., Bayley, P.B., Sparks, R. 1989 The flood pulse concept in river floodplain systems. In: Dodge, D. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Ottawa: *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Kalliola, R., Puhakka, M. 1988 River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the river Kamajohka, northernmost Finland. *J. Biogeography*, 15(5-6): 703-719.

- Golden Software 2002. Surfer Version 8.0 – Surface Mapping System. Golden: Golden Software, Inc.
- Leica Geosystems 2006. Erdas Imagine 9.1. Leica geosystems software division, Atlanta, USA.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G., Miller, J.P. 1964 *Fluvial Processes in Geomorphology*. W.H. Freeman and Co, San Francisco, 522 p.
- Malanson, G.P. 1993 *Riparian landscapes*. Cambridge University press, New York, 296 p.
- McGarigal, K., Marks, B. 1995 FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, PacificNorthwest Research Station. 122 p.
- Margalef, R. 1960 Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 45: 133-153.
- Naiman, R.J., Décamps, H.D., Pastor, J., Jhonston, C. 1988 The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *J. N Am Benthol Soc*, 7(4):289-306
- Naiman, R.J., Décamps, H. (1990) *The ecology and management of aquatical terrestrial ecotones* UNESCO- Parthenon Publishing group, New Jersey, 316 p
- Neiff, J.J. 1986 Sinopsis ecológica y estado actual del Chaco Oriental. *Ambiente Subtropical*, 1: 5-35.
- Neiff, J.J. 1990 Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441
- Neiff, J.J. 2004. *El Iberá...en peligro?* Buenos Aires: Fundación de Vida Silvestre Argentina, 89 p.
- Neiff, J.J., Poi de Neiff, A. 2003 Connectivity processes as a basis for management of aquatic plants. In: Thomaz, S.M.; Bini, M. (Eds.), *Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas*. Editora Universidad Estadual de Maringá, Maringá, p. 39-58
- Neiff, J.J., Neiff, M. 2003 PULSO, software para análisis de fenómenos recurrentes. Dirección Nacional de Derecho de Autor N°. 236164 (Argentina), Buenos Aires, Disponible en <http://www.neiff.com.ar>.
- Nilsson, C., Svedmark, M. 2000. Basic principles and ecologic consequences of changing water regimes: Riparian plants communities. *Environmental management*, 30(4):468-480.
- Pringle, C.M. 2001 Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecol. Appl.*, 11(4):981-998
- Pringle, C.M., Naiman, R.J., Breschko, G., Karr, J.R., Oswood, M.W., Webster, J.R., Welcomme, R.L., Winterbourn, M.J. 1988 Patch dynamics in lotic ecosystems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7(4): 503-524.

- Pringle, C.M. 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.* 17, 2685–2689.
- Rocha, P.C. 2002. *Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR.*-Tese Doutorado.-Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 169 p
- Rigler, F.H., Peters, R.H. 1995 *Science and Limnology*. Oldendorf: Ecology Institute, Luhe, 239 p
- Rocha, P.C. 2002. *Dinâmica dos canais no sistema rio –planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR.*-Tese Doutorado.-Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 169 p.
- Salo, J. 1990 External processes influencing origin and maintenance of inland water-land ecotones In: Naiman RJ, Decamps H (1990) *The ecology and management of aquatical terrestrial ecotones* UNESCO- Parthenon Publishing group, New Jersey, p. 37-64.
- Salo, J., Kaliolla, R., Häkkinen, I., Mäkinen, Y., Niemelä, P., Puhakka, M., Coley, P. 1986 River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 322:254-258
- Sioli, H. 1975 *Tropical rivers as expressions of their terrestrial environment..* In: Golley, F. B; Medina, E. (eds.): *Tropical Ecosystems: Trends in terrestrial and aquatic research*, Springer Verlag, , New York p. 275-287
- Thomaz, S.M., Bini, L.M. 2006. Importância da limnologia no monitoramento da qualidade ambiental de Unidades de Conservação. In: Campos JB, Tossulino MGP, Müller CRC (Org.). *Unidades de conservação: ações para a valorização da biodiversidade*. Curitiba: IAP, p. 313-325
- Tockner, K., Malard, F., Ward, J.V. 2000. An extension of the floodplain concept. - *Hidrol process.*, 14: 2861-2883
- Valeriano, M.M. 2004. Modelo digital de elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul. São José dos Campos: INPE, Disponível em: <http://delmonio.ecologia.ufrgs.br/labgeo/downloads/SRTM/publicacao.pdf> Acessado em em: 25 out. 2006.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. 1980 The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, B., Claret, C. 2002 Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517-539.
- Wood P.J., Hannah, D.M., Sadler, J.P. 2008 *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future* John Wiley , Sons, Inc, New York 460p

4 DISCUSSÃO FINAL

4.1 NO CAMINHO DA FLUVIOLOGIA/ECOHIDROLOGIA

Quando em 1990 J.J. Neiff chamou à criação de uma nova ciência para o estudo dos rios chamada por ele “fluviologia”, com foco nos estudos das bacias hidrográficas em abordagens geológicas, geomorfológicas, hidrológicas e biológicas em diferentes escalas (Neiff, 1990), foi muito criticado por vários pesquisadores renomados, quando não ignorado. “*La ciencia que se ocupa del estudio integrado de las cuencas fluviales y de su manejo racional*” ou fluviologia (Neiff, no prelo), tinha nos anos 90 poucos seguidores. Neiff resgatou e aperfeiçoou as grandes contribuições de Sioli e Rzóska (Arenas Ibarra 2008; Arenas *et al. no prelo*) concluindo que em um macrosistema fluvial (Neiff 1990):

- 1 Os atributos bióticos não permitem explicar por si próprios o funcionamento do sistema.
- 2 O subsistema biótico é dependente do abiótico e as variáveis que definem o macrosistema são os fluxos de matéria e energia que o rio transporta em cada uma das partes da bacia
- 3 O subsistema biótico pode modular e transformar esses fluxos no espaço e no tempo, porém é dependente do meio físico e químico e de suas transformações.

Na época em que estes conceitos foram vertidos a tendência era que as conceptualizações de estrutura e dinâmica dos rios basearam-se na explicação do componente biótico e no fluxo de matéria e energia mediado por este componente, incorporando adicionalmente um fator físico atuante. Assim, estes conceitos descreviam os efeitos que sobre a biota tinham a ordem dos rios e a compassada mudança gradual das condições hidráulicas ao longo das bacias hidrográficas (conceito de rio contínuo, Vannote *et al.* 1980), a distancia transversal do ambientes à calha principal do rio (conectividade, Amoroux, Roux 1988) e a transferência lateral do pulso nos rios de planície (Pulso de inundação, Junk *et al.* 1989). No entanto nestes conceitos, o subsistema físico era abordado somente desde um ponto de vista qualitativo, sem caracteriza-lo nem incorpora-lo dentro de uma dinâmica conjunta e cambiante em função de sua gradualidade ou mudança abrupta. As caracterizações hidrológicas e geomorfológicas eram vistas como algo importante, porém distante.

Este predomínio do subsistema biológico na caracterização dos macrossistemas fluviais derivou do marcado predomínio da abordagem de ecologia de comunidades em ecologia e sua consequente transferência à ecologia fluvial. Não é que esta não seja importante. Tem sido certamente fundamental no avanço da ecologia como ciência e da ecologia fluvial em particular (Beisner, Cuddington 2005, Arenas-Ibarra 2008). Porém deve se considerar que um rio é um sistema fundamentalmente físico, no qual a energia cinética

(vazão) transforma-se em energia potencial para a realização de trabalho (erosão/deposição) ao longo da bacia, entanto que o subsistema biótico é dependente deste e transformado pela energia e matéria transferidas pelo rio. Em certas circunstâncias o subsistema biótico pode modular a transferência da energia, mas é sempre dependente da transferência de energia e matéria realizada desde o tramo da bacia a montante ou desde a calha principal. De outro lado, a escala de comunidades tem limitações para abranger o espectro de processos que ocorrem na bacia e que confluem em um macrosistema ou paisagem fluvial, os quais lhe outorgam suas próprias particularidades a um trecho determinado (Wiens 2002; Poole 2002).

As abordagens que acoplam conceitos hidrológicos (ou de maneira geral físicos) e ecológicos para descrever e caracterizar um sistema ou processo nos quais interagem os subsistemas biótico e abiótico, foram utilizadas desde finais dos anos 40 com relativo sucesso (Bonell 2002). No entanto, a maior parte das vezes a aplicação destas abordagens teve um sesgo marcado para uma das duas áreas em estudo com destacadas exceções (Hino 1977; Rzóška 1978). Esta tendência à ligação da hidrologia e biologia/ecologia incrementou-se nos anos 80-90 em decorrência do maior interesse na conservação e estudo das áreas úmidas, gerenciamento de bacias, uso do solo, impactos de barragens e vazões ecológicas (Arenas-Ibarra 2008; Arenas *et al. no prelo*)

A omissão parcial do meio físico nas caracterizações ecológicas fluviais e as limitações que isto gera no gerenciamento das bacias hidrográficas e no entendimento dos sistemas naturais dependentes d'água foi uma das principais razões para o surgimento da ecohidrologia (Wassen, Grootjans 1996; Zalewsky *et al.* 1997). Esta é definida como “o estudo das inter-relações funcionais entre a hidrologia e a biota na escala de bacia hidrográfica” e é preconizada como o novo paradigma para o uso sustentável dos recursos aquáticos (Zalewsky *et al. op cit.*). Este conceito é em certa forma congruente com o que Dumbar, Acreman (2001) denominam hidroecologia: “a ligação do conhecimento hidrológico, hidráulico, geomorfológico e biológico/ecológico para predizer a resposta da biota e ecossistemas de água doce às variações dos fatores abióticos em diversas escalas temporais y espaciais”. Porém falta ainda uma real integração entre as áreas, tipicamente entre os processos hidrológicos e biológicos/ecossistêmicos em suas diferentes escalas para a elaboração de conceitos transdisciplinares (Hannah *et al.* 2004, 2007) . Isto tem levado a considerar que a ecohidrologia seria uma subdisciplina compartilhada pela ecologia e hidrologia que focaliza nos efeitos dos processos hidrológicos sobre a distribuição, estrutura e função dos ecossistemas e nos efeitos dos processos bióticos sobre os elementos do ciclo hidrológico (Nuttle 2002). Como na maioria dos campos de estudo relativamente novos que interagem na

fronteira de duas ou mais ciências, a ecohidrologia se defronta com a necessidade de construir um corpo conceitual e metodologias integradoras nas diferentes escalas de trabalho de ambas as ciências e definir a natureza filosófica dos problemas que enfoca.

De qualquer modo, a ecohidrologia tem ajudado a deixar claro que quando se estuda um sistema fluvial, focalizar somente numa disciplina (ecologia ou hidrologia) pode-se negligenciar conceitos paralelos e a interação de processos chave, o que resultaria em pesquisas com escala inapropriada (muito fina ou muito abrangente) ou incompatíveis (Wood *et al.* 2007). A conflitante relação entre as demandas antropogênicas d'água e as necessidades dos ecossistemas aquáticos, além da cada vez maior degradação destes ambientes tornam imperiosa a necessidade das pesquisas na interfase da ecologia (incluindo a ecologia de paisagens) e da hidrologia (incluindo neste campo a geomorfologia fluvial) para progredir no intuito de atingir um balanço apropriado.

A aplicação das abordagens fluviológicas /ecohidrológicas na planície de inundação do Alto rio Paraná é também uma necessidade. Tratando-se de um macrosistema fluvial aplicam-se os três princípios definidos nesta tese: 1) Os rios são um mosaico de células de paisagem organizadas hierarquicamente. 2) A dinâmica do fluxo (conectividade longitudinal) e do pulso hidrossedimentológico (conectividade lateral) pode ser caracterizada por seus atributos: frequência, intensidade, tensão, recorrência, amplitude e tensão, FITRAS. Esta abordagem pode ser estendida a outras dimensões da conectividade. 3) A transmissão do fluxo e do pulso ao longo da paisagem fluvial ou macrosistema fluvial é mediada pela conectividade hidrológica entre as células de paisagem. De outro lado o baseamento teórico fluviológico/ ecohidrológico usado nesta tese, expressa-se em: 1) O tratamento dos rios como paisagens ou macrosistemas fluviais, 2) No uso da *f* FITRAS, que representa a integração das variáveis hidrológicas obtidas de dados hidrométricos com dados ecológicos (conectividade), 3) A medição da conectividade em diferentes limiares ecológicos que se associam a diferentes feições ecológicas do macrosistema fluvial relacionadas a processos ecológicos particulares. Assim, nesta tese utilizou-se essa abordagem para avaliar os efeitos dos barramentos sobre o macrosistema fluvial do alto Paraná.

A abordagem fluviológica/ ecohidrológica tem estado presente nas atividades científicas dos alunos e pesquisadores do Núcleo de Pesquisas em Ecologia, Limnologia e Aquicultura (NUPELIA) e do Curso de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA). Esta tem sido desenvolvida em virtude da interação destes profissionais com os pesquisadores e alunos dos cursos de Geografia e do Grupo de Estudos Multidisciplinares do Ambiente (GEMA). Exemplos desta interação podem ser encontrados

em Vazzoler *et al.* (1997); Rocha (2002); Agostinho *et al.* (2004 a,b,c); Souza Filho *et al.* (2004) e Thomaz *et al.* (2004). No entanto, as diferentes tradições e convenções da limnologia por um lado e da geomorfologia fluvial, geologia e geografia do outro impediram aprofundar em conceitos integradores. Assim as abordagens limnológicas utilizaram fundamentalmente conceitos da ecologia de comunidades e limnologia física (qualidade de águas) para o estudo dos macrossistemas fluviais enquanto que as pesquisas geomorfológicas/ geológicas/ geográficas utilizaram abordagens clássicas destas ciências e o paradigma do fluxo natural (Poff *et al.* 1997). No entanto ambas as linhas de pesquisa, utilizaram dados obtidos desde uma e outra perspectiva como insumo para aprofundar a discussão dos seus resultados (Agostinho *et al.* 2004 b,c; Souza Filho *et al.* 2004), mas sem que isto representasse uma integração real. Nesta tese tomamos a abordagem do fluxo natural e a integramos com o conceito chave utilizado na limnologia fluvial, a conectividade hidrológica. Deste modo, foi fornecida uma metodologia objetiva para quantificar a alteração da conectividade e seus atributos no macrosistema fluvial do alto rio Paraná em diferentes limiares ecológicos (3,5 m, nível local e 15000 m³/s, nível de alagamento generalizado). Um destes limiares (15000 m³/s) constitui um novo cenário de alagamento da planície, que pode ser utilizado como nível de restauração. A combinação das abordagens do fluxo natural e conectividade proposta tem a vantagem de prover informação espacial de atributos tradicionalmente utilizados somente na escala temporal e vice-versa. Decompondo a conectividade nos seus atributos *f* FITRAS em diversos níveis de conectividade, pode-se determinar qual atributo é mais influenciado pela atividade das barragens em um determinado nível topográfico/feição ecológica e relacioná-los com seus processos biológicos particulares. Esta abordagem pode ser importante para identificar com maior precisão os efeitos das barragens em toda a extensão do macrosistema fluvial e mitigá-los.

O segundo artigo da tese foi um ensaio provocador da utilização de métricas de composição de paisagem em macrosistema fluviais, relacionando-as com os atributos *f* FITRAS e incorporando informações obtidas por técnicas de sensoriamento remoto e dados hidrométricos. Isto está em concordância com o primeiro princípio estabelecido no primeiro artigo desta tese: “Os rios são um mosaico de células de paisagem organizadas hierarquicamente”. Esta abordagem está baseada nos aportes de O’Neill *et al.* (1989); Pringle *et al.* (1989) e Malanson (1993). O ordenamento hierárquico longitudinal dos trechos do rio Paraná e sua planície queda demonstrado nos diferentes níveis de FITRAS de cada uma das unidades da paisagem fluvial estudadas, devido ao efeito de retenção d’água realizado na primeira unidade paisagística. Isto configura um cenário diferenciado na estrutura da

paisagem de cada unidade, o qual deveria levar a que as estratégias de conservação considerem esta variabilidade na gestão destas paisagens. Adicionalmente surge a pergunta sobre “como afetaria a alteração da conectividade produzida pelas barragens à estrutura da paisagem destas três unidades?”.

Acredito que esta tese ajudará a consolidar a cada vez mais crescente e necessária incorporação e integração de abordagens físicas em escala de paisagem nos estudos limnológicos fluviais em macrossistemas fluviais, no caminho da consolidação da fluviologia/ecohidrologia como campo de estudo.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A.A., Rodrigues, L., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., Miranda, L.E. 2004. *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain: LTER - site 6 (PELD - sitio 6)*. EDUEM. Maringá, Brasil. 274 p.

Agostinho, A. A., Thomaz, S.M., Gomes, L.C, Hahn, N.S. 2004. The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation In: Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Hahn, N.S. (Eds.) *The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation*. Chapter 18, Backhuys Publishers, pp.381 - 393.

Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M.; Gomes, L.C. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology*. vol.4(3): 255 - 268.

Amoros, C., Roux, A.L. 1988. Interactions between water bodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. In: Schreiber, K. F. (Ed.). *Connectivity in landscape ecology*. Proceedings of the 2nd. International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. *Geographische Arbeiten*,29: 125-130.

Arenas-Ibarra, J.A. 2008. *Anomalias Kuhnianas na ecologia fluvial: Argentino Bonetto e Julian Rzóska*. Exame Geral de Qualificação do Doutorado em Ciências Ambientais. UEM, Maringá. 34 p.

Arenas-Ibarra, J.A., Blettler, M.C.M., Espínola, L.A. Limnologia fluvial na América do Sul: um comentário sobre alguns de seus pioneiros e suas contribuições In: Petry, A.C., Pelicice, F.M., Bellini, L.M., *Heróis, anti-heróis e episódios na história do pensamento ecológico*, Capítulo 11, EDUEM, Maringá (no prelo).

- Beisner, B., Cuddington, K. 2005. *Ecological Paradigms Lost: Routes Of Theory Change*. Elsevier Academic Press San Diego 434 p.
- Bonell M. 2002. Ecohydrology—a completely new idea? *Hydrol Sci J.* 47: 809–810
- Dunbar MJ, Acreman MC. 2001. Applied hydro-ecological sciences for the twenty-first century. In Acreman MC (ed.): *Hydro-Ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology*, IAHS Publication no. 266. IAHS Press: Wallingford; 1–17.
- Hannah, D.M., Wood, P.J., Sadler, J.P. 2004. Ecohydrology and hydroecology: A new paradigm? *Hydrol. Proc.* 18:3439–3445.
- Hannah, D.M., Wood, P.J., Sadler, J.P. 2007. Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrol. Process.* 21: 3385-3390.
- Hino, M. 1977. Eco-hydraulics, an attempt. Tech. Report no. 22, Department of Civil Engineering, Tokyo Institute of Hydrology, 29-59.
- Junk, W.J., Bayley, P. B., Sparks, R. 1989. The flood pulse concept in river flood plain systems. In: Dodge, D P. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127.
- Malanson, G.P. 1993. *Riparian Landscapes*, Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press, Cambridge, 296 pp.
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15(16). 424-441
- Neiff, J.J. fluvilogia ensayo preliminar (no prelo).
- Nuttle WK. 2002. Is ecohydrology one idea or many? *Hydrol. Sci. J.* 47: 805–807.
- Petts, G.E., Morales-Chaves, Y., Sadler, J.P. 2006. Linking hydrology and biology to assess the water needs of river ecosystems. *Hydrol. Proc.* 20: 2247–2251.
- O’Neill, R.A.V., Jhonson, AR., King, A.W. 1989. A hierarchical framework for the analyses of scale. *Landscape ecology*, 3: 193-205.
- Poole, G. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater. Biol.* 47: 641–660
- Pringle, C.M., Naiman, R.J., Breschko, G., Karr, J.R., Oswood, M.W., Webster, J.R., Welcomme, R.L., Winterbourn, M.J. 1988. Patch dynamics in lotic ecosystems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7(4): 503-524
- Rocha, P. C. 2002. Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR. Tesis Doutorado em Ciências Ambientais. UEM, Maringá, 169 p.

- Rzóska J. 1978. *On the nature of rivers: with case stories of Nile, Zaire, and Amazon*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 67 p.
- Souza-Filho, E.E., Rocha, P. C., Comunello, E., Stevaux, J.C. 2004. Effects of the Porto Primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. In: Thomaz, S M., Agostinho, A. A., Hahn, N.S. (Ed): *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, p. 55-74.
- Sioli, H. 1950. Das Wasser im Amazonasgebiet. *Forschungen und Fortschritte*, 26:274-280.
- Wassen MJ, Grootjans AP. 1996. Ecohydrology: an interdisciplinary approach for wetland management and restoration. *Vegetation* 126: 1-4.
- Thomaz, S.M., Agostinho, A. A., Hahn, N.S. 2004. *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys publishers, 393p.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can J.o of Fish and Aquat.Sci*, 37: 130-137.
- Vazzoler, A.EA.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. 1997. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos*. EDUEM, Maringá, Brasil. 460 p.
- Wiens, J.A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biol.* 47, 501-515.
- Wood, P.J., Hannah, D., Sadler, J.P. 2007. *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. Wiley, Chichester, 436 p.
- Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolánkai, G. 1997. Ecohydrology a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. UNESCO IHP Tech. Document in Hydrology no. 7, IHP-V Projects 2.3/2.4, UNESCO, Paris, Francia. 56 p.