

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

FLÁVIO HENRIQUE RAGONHA

**O efeito de diferentes morfometrias das lagoas conectadas sobre a assembleia de
Oligochaeta (Annelida) em uma planície de inundação neotropical**

Maringá

2012

FLÁVIO HENRIQUE RAGONHA

**O efeito de diferentes morfometrias das lagoas conectadas sobre a assembleia de
Oligochaeta (Annelida) em uma planície de inundação neotropical**

Dissertação 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 Mestre em Ciências Ambientais.
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Alice Michiyo Takeda

Maringá
2012

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

R144e Ragonha, Flávio Henrique, 1983-
O efeito de diferentes morfometrias das lagoas conectadas sobre a assembleia de Oligochaeta (Annelida) em uma planície de inundação neotropical / Flávio Henrique Ragonha. -- Maringá, 2012.
47 f. : il. (algumas color.).

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2012.
Orientadora: Prof.ª Dr.ª Alice Michyio Takeda.

1. Oligochaeta (Annelida), Comunidade de - Análise morfométrica - Planície de inundação - Paraná, Rio, Bacia. 2. Comunidades zoobentônicas - Morfometria de lagoas - Planície de inundação - Paraná, Rio, Bacia. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -592.64178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FLÁVIO HENRIQUE RAGONHA

**O efeito de diferentes morfometrias das lagoas conectadas sobre a assembleia de
Oligochaeta (Annelida) em uma planície de inundação neotropical**

Dissertação 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 Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Alice Michiyo Takeda
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Dr.^a Daniele Sayuri Fujita
Instituto Federal de Roraima (IFRR)

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

Aprovado em: 13 de fevereiro de 2012

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

Dedicatória:

A todos os meus familiares por sempre estar do meu lado, mesmo eu não podendo estar sempre presente nos momentos de alegria e tristeza. Amo todos vocês.

AGRADECIMENTOS

A Prof.^a Dr.^a Alice Michiyo Takeda pela orientação, paciência, conselhos e amizade, desde 2005;

A todos que trabalharam no levantamento e processamento dos dados utilizados neste estudo;

Aos meus pais, Norberto Ragonha e Sueli Aparecida Viselli Ragonha, que sempre me apoiaram e incentivaram meus estudos;

Aos meus irmãos Fabiana Cristina Ragonha e Norberto Ragonha Junior pelo carinho e compreensão;

A minha namorada Fabiana Castelani Andreotti, que me apóia em todos os momentos difíceis;

Aos amigos do Laboratório de Zoobentos (em ordem alfabética: Camila, Carol, Danielle, Gisele, Renata e Rafael) pela amizade e carinho e pela ajuda nas coletas e triagem do material, sem vocês todos não conseguiria;

Aos amigos do curso de Pós- graduação pelo companheirismo e pelas cervejadas.

A todos os professores do curso de Pós-Graduação em Ambientes Aquáticos Continentais.

Em especial aos amigos Rômulo Diego Behrend e Eduardo Ribeiro da Cunha pelas sugestões e ajuda na elaboração dessa dissertação e outros trabalhos;

Ao Dr. Luiz Carlos Gomes pelas sugestões nas análises estatísticas;

A Dra. Mercedes R. Marchese pela ajuda na taxonomia e idéias;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambiente Aquáticos Continentais (PEA);

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/PELD pelo apoio financeiro;

A família Nupélia (professores, alunos, funcionários), pelo companheirismo e seriedade nos trabalhos, o que torna o diferencial em nosso grupo;

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), pelo apoio logístico;

Ao CNPq/PELD/Site-6/Proc.4280/2010 Nupélia/UEM, pelo suporte financeiro.

“Se enxerguei mais longe é porque subi no ombro de gigantes.”
(Isaac Newton)

O efeito das diferentes morfometrias das lagoas conectadas sobre a assembleia de Oligochaeta (Annelida) em uma planície de inundação neotropical

RESUMO

O rio Paraná na região de Porto Rico, o pulso inundação é afetado pela construção de barragens, que alteram o regime hidrológico da planície de inundação e o grau de conectividade. Entretanto, em locais com conectividade permanente essa transferência pode ocorrer frequentemente, devido às mudanças ocorridas no nível hidrológico. A entrada e saída de água nas lagoas conectadas agem como fator de distúrbios, que modificam substancialmente a estabilidade das comunidades aquáticas. As coletas foram realizadas trimestralmente em 2010, em 16 diferentes lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná. As amostras foram coletadas em seção transversal de uma margem a outra, incluindo a região central. Em cada ponto foram realizadas quatro amostragens, três para análise biológica e uma para análise sedimentológica e matéria orgânica, utilizando o pegador de fundo tipo Petersen modificado. Dentre as variáveis abióticas apenas distúrbio diário correlacionou com a riqueza ($r=0,26$) e densidade ($r=0,36$). Para melhor compreensão dos atributos as lagoas foram categorizadas em Ausentes, Baixa, Moderada e Alta de acordo com o índice obtido para propensão a distúrbio. A densidade média verificou-se maiores valores na categoria Ausente com uma média de 170 (ind/m²), seguido pela categoria Moderada com valor médio de 115 (ind/m²). A riqueza seguiu o mesmo padrão com o maior valor médio para a categoria Ausente (5,7 sp) seguida da Moderada (6 sp). Em quase todas as lagoas houve o domínio da espécie *Aulodrilus pigueti*. As lagoas responderam de formas diferentes aos distúrbios conforme suas morfometrias, tanto de seus canais quanto de si própria. Ao categorizar as lagoas de acordo com sua propensão a distúrbio verificamos que a maior riqueza encontra-se em lagoas de categoria Moderada.

Palavras-chave: Comunidade zoobentônica. Distúrbio intermediário. Lêntico. Riqueza, Variação do nível hidrológico.

Effect of different morphometrics of the connected floodplain lake on the assembly of *Oligochaeta* (Annelida) in neotropical floodplain

ABSTRACT

The Parana River, located in the enclosures of Porto Rico, the flood pulse is affected by dams, which alter the hydrologic regime of the floodplain connectivity and relationships. However, in areas of permanent connectivity that transfer can often occur due to changes in water level. The input and output of water in connected floodplain lakes act as a factor of disturbance, which substantially modify the stability of aquatic communities. Samples were collected quarterly in 2010 in 16 different connected floodplain lakes of the floodplain of the Paraná River. We used cross section from one to another shore, including the central region. At each point four samples were taken, three for biological samples and one sedimentological, using the handle modified Petersen type background. Among the abiotic variables only daily disturbance correlated with richness ($r = 0.26$) and density ($r = 0.36$) For a better understanding of the attributes of the floodplain lakes were categorized as Absent, Low, Moderate and High according to the index obtained propensity to disorder. The higher average density values was found in category absent with a mean of 170 (ind/m²), followed by moderate category mean of 115 (ind/m²). The richness followed the same pattern with the highest average for the category Absent (5.7 sp) followed by the moderate (6 sp). In the majority the floodplain lakes the species *Aulodrilus pigueti* had shown dominance. The connected floodplain lakes responded differently to disturbance according to their morphology both of its channels and their own. By categorizing the floodplain lakes according to their propensity to disorder, we found that the greatest richness lies in floodplain lakes where the disorder is Moderate.

Keywords: Community zoobenthic. Intermediate disturbance. Lentic. Richness. Variation of water level.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1	Área de estudo.....	14
2.2	Amostragem.....	18
2.3	Laboratório.....	20
2.4	Análise de dados.....	20
2.4.1	Análises abióticas.....	20
2.4.2	Análises bióticas.....	22
3	RESULTADOS.....	23
3.1	Nível hidrológico.....	23
3.2	Variação diária do nível hidrológico.....	23
3.3	Correlação.....	25
3.4	Densidade de Oligochaeta.....	25
3.5	Riqueza.....	29
3.6	Variação nos atributos da assembleia de Oligochaeta pelo índice PD.....	30
3.7	Curva de rarefação da riqueza.....	31
4	DISCUSSÃO.....	33
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	36
	REFERÊNCIAS	37
	ANEXO A - Matéria orgânica.....	43
	ANEXO B - Composição granulométrica.....	44
	ANEXO C - Clorofila.....	45
	ANEXO D - Tabela das variáveis abióticas.....	46

1 INTRODUÇÃO

A maioria dos grandes rios é caracterizada por canais complexos e extensas planícies de inundação (Junk *et al.*, 1989). Essas planícies exibem notável heterogeneidade ambiental produzida por complexas interações entre as águas superficiais, subterrâneas e sistemas ripários, que resulta em alta diversidade ambiental (Ward & Tockner, 2001).

Alterações entre os períodos hidrológicos e a dinâmica criada pelo pulso de inundação proporciona altos níveis de diversidade e produtividade nesses ambientes (Agostinho & Zalewski, 1996), devido à troca de sedimentos clásticos, nutrientes e organismos aquáticos entre o rio e a planície de inundação (Junk *et al.*, 1989;. Poff *et al.*, 1997;. Tockner *et al.*, 2000;. Thoms, 2003; Miranda, 2005; Robertson *et al.*, 2008;. Schramm *et al.*, 2009; Wainwright *et al.*, 2011). Portanto, o pulso de inundação é a principal força que regula a estrutura da comunidade e o funcionamento desse ecossistema (Junk *et al.*, 1989; Ward & Stanford, 1995; Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004; Neiff, 2005; Casco *et al.*, 2005).

A planície de inundação do alto rio Paraná é a última área bem preservada desse rio no Brasil e apresenta grande heterogeneidade de *habitat* aquáticos que promove alta diversidade biológica (Thomaz, Bini & Bozelli, 2007). Porém, o rio Paraná na região de Porto Rico-PR, o pulso é afetado pela construção de barragens, especialmente a Usina Hidroelétrica Engenheiro Sérgio Motta que reduziu a amplitude de variação dos níveis hidrométricos o que afetou o regime hidrológico da planície de inundação e as relações de conectividade hidrológica com os ambientes da planície de inundação (Agostinho, Thomaz & Gomes 2004).

O termo conectividade hidrológica é definido como a transferência de água de uma parte da paisagem a outra e a relação do movimento físico da matéria através da bacia hidrográfica (Amoros & Roux 1988; Ward, Tockner & Schiemer, 1999; Pringle, 2001; Tetzlaff *et al.*, 2007) sendo um dos principais fatores da estruturação das comunidades aquáticas, fundamentais para a manutenção da biodiversidade em ecossistemas lênticos (Ward, Tockner & Schiemer, 1999; Pringle, 2001).

Entretanto, em locais com conectividade permanente como as lagoas conectadas, essa transferência pode ocorrer frequentemente, devido às mudanças ocorridas no nível hidrológico (Hein *et al.*, 2003; Roberto, Santana & Thomaz 2009), especialmente na região estudada, devido as mudanças do nível da água de acordo com a necessidade da produção de energia pela Usina. A entrada e saída de água nas lagoas conectadas agem como fator de distúrbio diário (Hildrew & Giller, 1994; Malmqvist, 2002; Lepori & Hjerdt, 2006) que

segundo Forman (1986), altera significativamente o padrão de variação na estrutura ou função de um sistema ambiental.

Muitos trabalhos em ambientes aquáticos abordam níveis de conectividade, como um distúrbio e que em algum nível intermediário está á máxima biodiversidade (Naiman *et al.*, 1988; Ward, Tockner & Schiemer, 1999), pois baixa conectividade impediria as trocas de matéria orgânica, energia e organismos, reduzindo a biodiversidade e estabilidade da comunidade aquática com a fragmentação de *habitat*, enquanto, a conectividade excessiva reduziria a heterogeneidade de *habitat* induzindo ao declínio da biodiversidade e estabilidade da comunidade aquática (Ward, Tockner & Schiemer, 1999), especialmente a de invertebrados bentônicos.

Dentre os organismos bentônicos, *Oligochaeta* corresponde a um dos grupos mais abundantes (Ezcurra de Drago, Marchese & Wantzen, 2005; Marchese, Ezcurra de Drago, Drago, 2002; Marchese, 2009), registrado em quase todos os ambientes de água doce e em diversos ambientes da planície do alto rio Paraná e exerce importante papel na estruturação do sedimento de ecossistemas de água doce.

Esse grupo é uma importante ferramenta para monitoramentos aquáticos por apresentarem pouca mobilidade bem como o seu ciclo de vida ser totalmente aquático, que reflete as mudanças ambientais da planície de inundação como distúrbios diários (Montanholi-Martins & Takeda, 1999; Takeda, 1999; Takeda, Shimizu & Higuti, 1997; Stevaux & Takeda, 2002; Takeda & Fujita, 2004; Marchese, 2009).

Os principais fatores que influenciam essa biodiversidade e sua distribuição na planície de inundação estão: o tipo de substrato, o alimento disponível e principalmente o pulso de inundação (Stevaux & Takeda 2002; Takeda & Fujita, 2004; Behrend & Takeda, 2009; Rosin & Takeda, 2009).

Compreender as lagoas conectadas é essencial para gerir os impactos das mudanças climáticas em ambientes aquáticos e cada vez mais a ecologia de lagoas de várzea são incluídos em programas gestão integrados de planícies de inundação. (Nienhuis & Leuven, 2001). Entretanto, verificar as diferenças reais na conectividade hidrológica em lagoas de planície de inundação permanece escasso devido a dominância de abordagens simples, e a falta de índices padronizados para definir a conectividade de uma lagoa (Hudson, Heitmuller & Leich, 2012).

Desde o estudo feito por Junk *et al.*, (1989) pesquisas relacionadas a conectividade hidrológica e o paradigma do “pulso de inundação” é geralmente associados apenas a

conectividade laterais e fluxo de descarga (Poff et al, 1997;. Ali & Roy, 2009; Wainwright *et al.*, 2011).

Estudos recentes atentam para outras implicações na conectividade hidrológica como: limiar de frequência da conectividade, sua duração, tempo de enchimento e drenagem da lagoa para melhor compreensão das trocas de nutrientes, mudanças sedimentares , funcionameto ecológico, ciclos biogeoquímicos e as alteraçõe nessas lagoas devido as mudanças climáticas (Mertes, 1997; Benke *et al.*, 2000; Winemiller *et al.*, 2000; Roozen *et al.*, 2003; Miranda, 2005; Rowland *et al.*, 2005.; Peirson *et al.*, 2008;. Robertson *et al.*, 2008; Wren *et al.*, 2008; Ali & Roy, 2009; Schramm *et al.*, 2009; Chowdhury *et al.*, 2010; Wainwright *et al.*, 2011), mas nenhum aborda a influência das morfometrias das lagoas, nesse evento.

O objetivo do estudo foi avaliar se o distúrbio ocasionado pela variação diária do nível hidrológico é o principal fator na estrutura da assembleia de Oligochaeta nas diferentes lagoas conectadas. Para isso, foi testada a hipótese de que diferentes morfometrias das lagoas (comprimento e área dos canais e volume das lagoas) influenciam de forma variada na intensidade do distúrbio diário, refletindo nos atributos densidade, dominância e riqueza da assembleia de Oligochaeta.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A pesquisa foi desenvolvida na planície de inundação do alto rio Paraná e localiza-se entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu, com uma extensão de aproximadamente 230 km (Souza Filho & Stevaux, 1997; Agostinho, Pelicice & Gomes, 2008) (Fig.1). As coletas foram realizadas em 16 lagoas conectadas aos rios: Paraná, Baía e Ivinhema (Fig. 1, Tabela. 1)

Ressaco do Pau- Véio está localizado a 22°44'52.45"S – 53°15'12.72"W, apresenta uma área de aproximadamente 24.559 m², uma profundidade média de 2,1 m. Possui vegetação ripária densamente arbórea e praticamente ausência de macrófitas com pequenos bancos espalhados de *Echornia azurea* e *Echornia crassipes*.

Ressaco do Bilé está localizado a 22° 45'14.55"S – 53° 17'11.05"W, uma área de aproximadamente 32.898 m² e profundidade média de 1 m. Possui vegetação ripária arbórea em toda margem com grandes bancos de *E. crassipes*, além de *E. azurea*, *Oxycaryum* sp e *Nymphaea* sp.

Ressaco do Leopoldo está localizado a 22° 45'26.83"S – 53° 16'14.52"W, uma área de aproximadamente 32.254 m² e profundidade média de 1,4 m. Possui vegetação arbórea por todo seu entorno com grandes bancos de *E. crassipes*.

Ressaco do Manezinho está localizado a 22° 46'46.24"S – 53° 21'00.04"W, uma área de aproximadamente 8.117 m², e profundidade média de 1,4 m. Possui densa vegetação ripária arbórea com presença de grandes bancos de macrófitas compostas de *Oxycaryum* sp, *E. crassipes*.

Lagoa das Garças está localizada a 22°43'30.98"S - 53°13'18.09"W, uma área de aproximadamente 70.085 m² e profundidade média de 1,4 metros. Possui vegetação ripária arbórea em grande densidade e poucos bancos de macrófitas de *E. azurea*.

A lagoa das Pombas está localizada a 22° 47'57.89"S – 53° 21'36.61"W, uma área de aproximadamente 8.373 m², e profundidade média de 1 metro. Sua vegetação ripária é composta por gramíneas e em suas margens há bancos de macrófitas de *E. azurea*, *E. crassipes* e *Salvinia* sp.

Lagoa da Onça está localizada a 22° 39'46.39"S – 53° 12'05.77"W, uma área de aproximadamente 217.015m² e profundidade média de 1,4 m. Sua vegetação ripária é composta por arbustos com muitos bancos de *E. crassipes* e *Polygonum sp*, além de *E.azurea* e *Oxycaryum sp*.

Lagoa do Gavião está localizada a 22° 41'00.54"S – 53° 13'56.30"W, sua área é de aproximadamente 32.577m² e profundidade média de 1,7 m. Vegetação ripária composta por gramíneas e alguns arbustos e poucos bancos de macrófitas de *E. azurea*.

Lagoa do Porco está localizada a 22° 42'09.10"S – 53° 14'43.91"W uma área de aproximadamente 72.190 m² e profundidade média de 1,8m. Sua vegetação ripária é composta apenas por gramíneas e alguns arbustos, com poucos bancos de *E. crassipes* e *Oxycaryum sp*.

Lagoa Guaraná está localizada a 22° 43'16.34"S – 53° 18'12.92"W uma área de aproximadamente 61.467 m² e profundidade média de 1,2 m. Possui vegetação ripária arbustivas com muitas gramíneas e bancos de macrófita quase ausentes em todo o estudo com poucos representantes de *E. crassipes*.

Lagoa Maria Luíza está localizada a 22° 40'31.80"S – 53° 13'15.00"W uma área de aproximadamente 61.467 m² e profundidade média de 1,2 m. Sua vegetação ripária praticamente com apenas gramíneas em seu entorno com muitos bancos de *E. crassipes* e alguns de *E. azurea*.

Lagoa dos Patos está localizada a 22° 49'27.74"S – 53° 33'13.33"W uma área de 1202.883 m², uma profundidade média de 2,4 m. Sua vegetação ripária é composta predominantemente por gramíneas com muitos bancos de *Polygonum sp*. e alguns *E. crassipes*.

Lagoa Boca do Ipoitã está localizada a 22° 50'06.63"S – 53° 33'57.26"W, uma área de aproximadamente 18.060m² e profundidade média de 3 m. Sua vegetação ripária é composta basicamente por gramíneas com grandes bancos de *E. crassipes*.

Lagoa Peroba está localizada a 22° 54'29.76"S – 53° 38'20.85"W, uma área de aproximadamente 120383 m². Sua vegetação ripária é composta por gramíneas e grandes bancos de *E. azurea* por toda sua margem.

Lagoa Finado Raimundo está localizada a 22° 47'30.91"S – 53° 32'10.32"W uma área de aproximadamente 774.971 m², Sua vegetação ripária é composta por gramíneas e alguns, com bancos de *E. azurea* e *Polygonum sp*.

Lagoa Sumida está localizada a $22^{\circ} 47'06.56''S - 53^{\circ} 29'36.60''W$ uma área de aproximadamente 685.034 m^2 e profundidade média de 1,8m. Sua vegetação ripária é composta apenas por gramíneas com grandes bancos de *E. azurea* e *E. crassipes*.

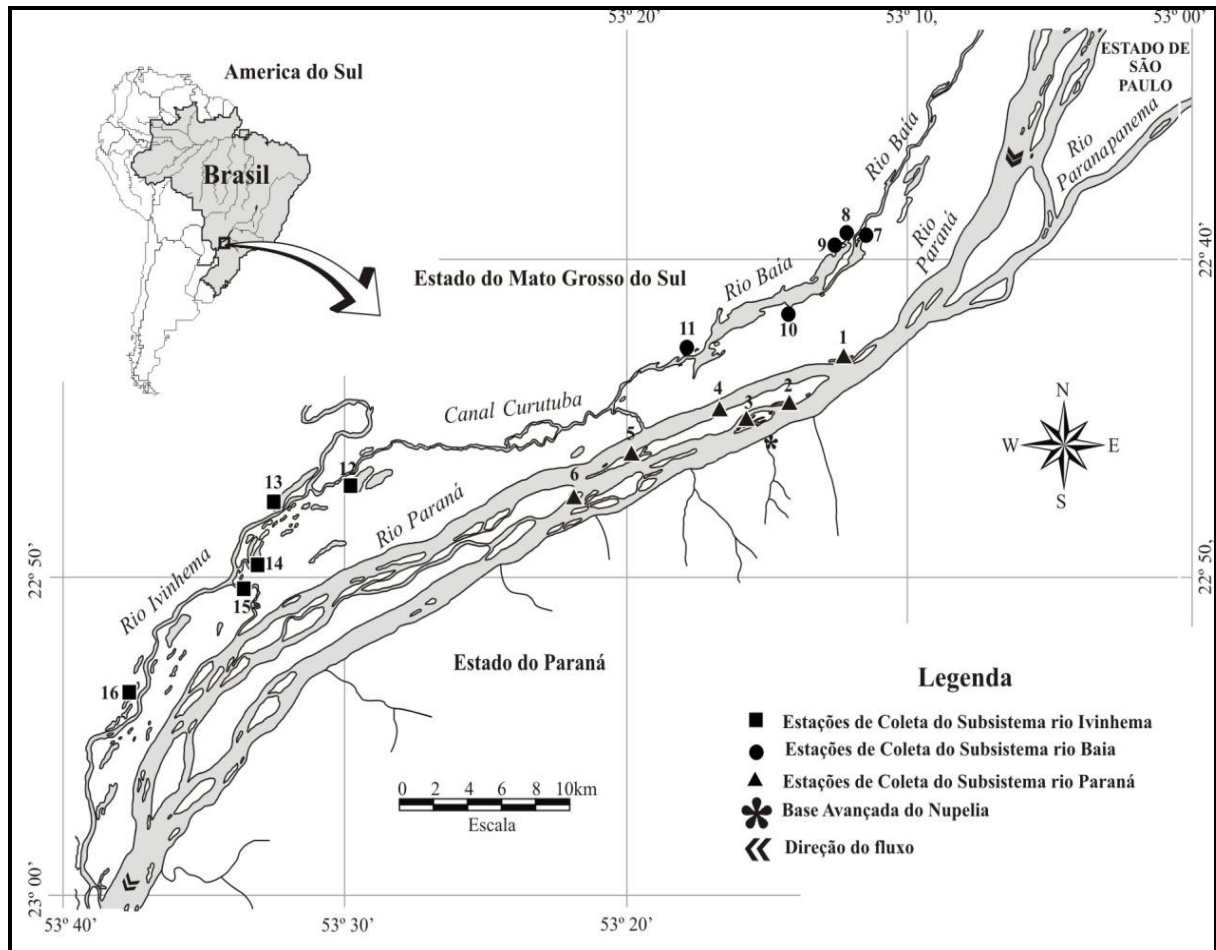


Figura 1: Localização das estações de amostragens associadas aos rios: **rio Paraná** (1. Lagoa das Garças, 2. Ressaco do Pau- Véio, 3. Ressaco do Leopoldo, 4. Ressaco do Bilé, 5. Lagoa do Manezinho, 6. Lagoa das Pombas) **rio Baía** (7. Lagoa da Onça, 8. Lagoa Maria Luiza, 9. Lagoa Gavião, 10. Lagoa do Porco, 11. Lagoa Guaraná) **rio Ivinhema** (12. Lagoa Sumida, 13. Lagoa Finado Raimundo, 14. Lagoa Patos, 15. Lagoa Boca do Ipoitã, 16. Lagoa Peroba).

Tabela 1. Para todos os posteriores gráficos foram utilizadas siglas para designar as lagoas:

FRA (lagoa Finado Raimundo)	BIP (lagoa Boca do Ipoitã)	PAT (lagoa dos Patos)	PER (lagoa Peroba)
SUM (lagoa Sumida)	GAV (lagoa Gavião)	GUA (lagoa Guaraná)	MLU (lagoa Maria Luiza)
ONÇ (lagoa Onça)	POR (lagoa Porco)	BIL (ressaco do Bilé)	LEO (ressaco do Leopoldo)
MAN (ressaco do Manezinho)	PVE (ressaco do Pau-Véio)	GAR (lagoa das Garças)	POM (lagoa das Pombas)

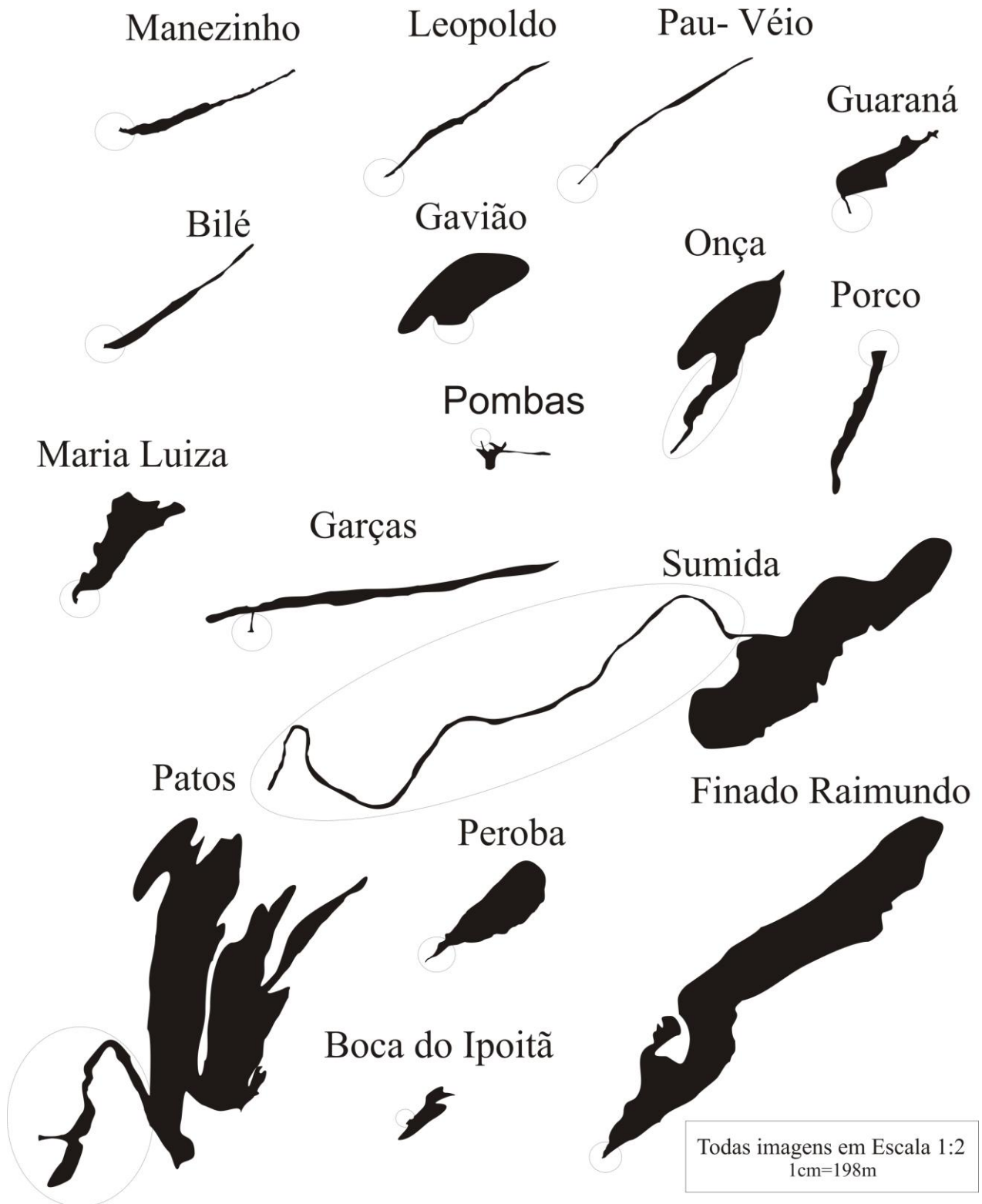


Figura 2: Desenho de todas as 16 lagoas conectadas em escala 1:2. O círculo tracejado indica o canal de ligação ou local de entrada e saída de água.

2.2 Amostragem

As amostras foram coletadas trimestralmente de março a dezembro de 2010, em 16 lagoas conectadas, localizadas na planície de inundação do alto rio Paraná.

Em cada lagoa, foram amostrados três pontos, em uma seção transversal de uma margem a outra, incluindo a região central. Em cada ponto foram realizadas quatro amostragens, três para análise biológica e uma para análise sedimentológica e estimativa de teor de matéria orgânica, com o pegador de fundo tipo Petersen modificado (0,0345 m²) e realizadas três medidas de profundidade da lagoa (Fig. 3).

O material coletado foi acondicionado em galões para serem lavados com o auxílio de um sistema de peneiras (malhas 2,0; 1,0 e 0,2 mm). O material retido na peneira 0,2 mm foi fixado com álcool 80% e, posteriormente, triado sob microscópio estereoscópico.

Em cada lagoa foram mensurados os comprimentos e as larguras dos canais, nos quais foram realizadas três medidas, sendo uma na entrada, uma no meio e outra no final do canal, utilizando-se de uma fita métrica (trena), aparelho de GPS (Globo Positioning System) ou por imagens de satélite (Google Earth). A partir destas imagens as silhuetas das lagoas foram desenhadas (Fig. 3) e utilizadas para o cálculo da área utilizando o software Image-PRO Plus 4.5 (Media Cybernetics, 2001), de acordo com a metodologia de Thomaz et al. (*in press*). Em cada um dos 3 pontos, foram obtidos também os valores de profundidade a cada 0,5 m em seção transversal de uma margem a outra (batimetria) para obtenção da área de escoamento do canal (Fig. 3)

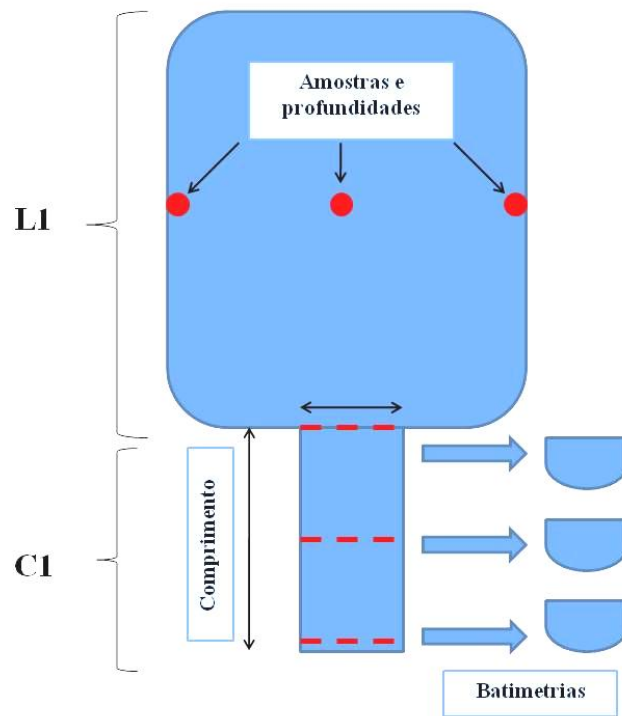


Figura 3: Esquema demonstrando como foram realizadas as medidas nas 16 lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

Os dados diários do nível fluviométrico do rio Paraná foram obtidos na base de Porto Rico referentes ao ano de 2010, e as variáveis ambientais: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) pH, e oxigênio dissolvido (mg/l), transparência (m) turbidez e clorofila ($\mu\text{g/l}$) foram cedidas pela equipe do laboratório de Limnologia Básica do Nupélia/UEM.

2.3 Laboratório

As contagens de *Oligochaeta* foram realizadas sob microscópio estereoscópico, enquanto a identificação foi realizada em microscópio óptico, de acordo com as chaves de identificação de Brinkhurst & Jamieson, (1971), Righi, (1984) e Brinkhurst & Marchese, (1991).

A composição granulométrica foi determinada utilizando-se a escala de Wentworth (1922). A estimativa do conteúdo de matéria orgânica do sedimento foi obtida pela queima de 20g de sedimento seco em mufla a 560°C, por cerca de quatro horas. A matéria orgânica foi separada em matéria orgânica particulada grossa - MOPG (> 1 mm de diâmetro) e matéria orgânica particulada fina – MOPF (< 1 mm de diâmetro) (Merritt & Cummins, 2002).

2.4 Análise dos Dados

2.4.1 Análises abióticas:

Um gráfico do nível hidrométrico foi realizado para verificar se as lagoas estavam períodos de cheia ou seca. Para isso utilizou se da média das medidas (manhã e tarde) obtida através da leitura da régua do rio Paraná na base de Porto Rico-PR.

Para verificar a variação do nível diária do nível hidrológico os gráficos foram realizados através da diferença (cm) entre a medida obtida no período da tarde menos a obtida no período de manhã. Para relacionar essa variação com os organismos utilizou se da variação (cm) em relação ao eixo 0 de 60 dias antes dos períodos das coletas, período do ciclo de vida médio da maioria das espécies de *Oligochaeta*.

Uma correlação de Pearson foi realizada com a composição granulométrica, matéria orgânica, clorofila e impacto diário, pois são variáveis de grande importância para a distribuição de *Oligochaeta*, podendo alterar os atributos densidade, riqueza e dominância.

O índice de propensão a distúrbio foi elaborado para classificar as lagoas em diferentes níveis de possibilidade do distúrbio (entrada ou saída de água) ocorrer devido a variação diária do nível hidrológico.

Definições:

- Quanto maior o comprimento menor sua propensão a distúrbios diários, pois alterações pequenas não são suficientes para vencer a distância do canal.

- Quanto maior a área do canal (batimetria) maior propensão a distúrbios, pois maior quantidade de água se desloca para dentro ou para fora da lagoa.
- Comprimento do canal e sua área são variáveis inversas, enquanto que um maior comprimento de canal oferece uma barreira ao distúrbio, uma maior área de canal potencializa o distúrbio, dado que possibilita uma maior entrada de água.
- Quanto menor a área da lagoa mais propensão a distúrbios diários, pois qualquer entrada de água é suficiente para afeta-lá por inteira.
- Foi introduzida uma constante (10^7), simplesmente um recurso matemático, para trabalhar com menor número de casas decimais.

$$PD = \left(\frac{1}{C} * \frac{T}{1} \right) / A * P * 10^7$$

Onde,

PD= propensão a distúrbio

C= comprimento do canal de ligação da lagoa(m)

T= área do canal de ligação da lagoa (m^2)

A= área da lagoa (m^2)

P= profundidade da lagoa (m)

Constante= 10^7

As larguras dos canais das lagoas (início, meio e final do canal) não apresentaram diferenças temporais significativas $p < 0,05$ entre as coletas de junho, setembro e dezembro, por isso utilizou-se as médias das larguras, e a coleta de março não foi utilizada devido os ambientes estarem em período de cheia, portanto não havia definição do canal de ligação.

As lagoas foram categorizadas em Ausentes (0-10), Baixa (>10-100), Moderada (>100-1000) e Alta (>1000), de acordo com o índice obtido para propensão a distúrbio, para melhor compreensão.

As variáveis abióticas temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, transparência e turbidez, não foram utilizadas pelo fato dessas apresentarem medidas pontuais, por isso utilizou-se de variáveis que não apresentam grandes mudanças temporais (composição granulométrica, matéria orgânica, clorofila). Entretanto, as tabelas desses abióticos juntamente com gráficos de histograma das demais variáveis encontram se em anexo (Tabela. 5, Fig 11, Fig. 12, Fig. 13)

2.4.2 Análises bióticas:

Os atributos: densidade média (ind.m²), riqueza de espécies, foi dispostos de forma crescente de acordo com o índice de propensão a impacto.

A dominância de Kownacki foi usada para verificar a dominância das espécies nas lagoas durante os diferentes períodos do ano (Kownacki, 1971). Esse índice de dominância é calculado de acordo com a fórmula:

$$d = \frac{Q * 100}{\sum Q * f}$$

Onde,

Q = número médio de espécimes das espécies examinadas nas séries investigadas de amostras;

$\sum Q$ = a soma da densidade média de espécimes de todas as espécies;

f = a frequência calculada da taxa n/N ;

n = número de amostras representativa das espécies investigadas;

N = número de amostras nas séries.

Para testar possíveis diferenças entre as médias dos atributos da comunidade (densidade, riqueza e dominância), uma análise de variância (ANOVA) foi realizada, e os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram testados, usando os testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente.

Curvas de acumulação de espécies (baseadas no algoritmo de rarefação) foram construídas de forma a permitir comparações da riqueza entre as lagoas conectadas das quatro categorias de propensão a distúrbio (Ausente, Baixa, Moderada e Alta), ajustando todos os dados de riqueza para o mesmo número de indivíduos (denominado como riqueza rarefeita). Para construir a curva de rarefação, usamos os indivíduos como unidades de amostra, uma vez que pode mostrar mais claramente os padrões de riqueza (Gotelli & Cowell, 2001). Esta análise foi feita com base em um algoritmo de modelo nulo submetidos a 1000 randomizações usando o software EcoSim 7.72 (Gotelli & Entsminger, 2004). Posteriormente a construção da curva de rarefação foi realizada uma nova análise de variância (ANOVA) agora com os valores de riqueza rarefeito para verificar se os padrões de comparação diferiam.

3 RESULTADOS

3.1 Nível hidrológico

Verificou-se nas quatro coletas realizadas em 2010, que o nível hidrológico do rio Paraná esteve acima do nível considerado cheia para o rio Paraná ($>3,5\text{m}$) (Thomaz *et al.*, 2004), e cheia para o rio Ivinhema ($>4,6\text{m}$) (Souza-Filho, 2009) apenas na primeira coleta em março, e abaixo desses níveis nas demais coletas (junho, setembro e dezembro) (Fig. 4). Portanto, a primeira coleta foi considerada como período de cheia e as demais como períodos de seca.

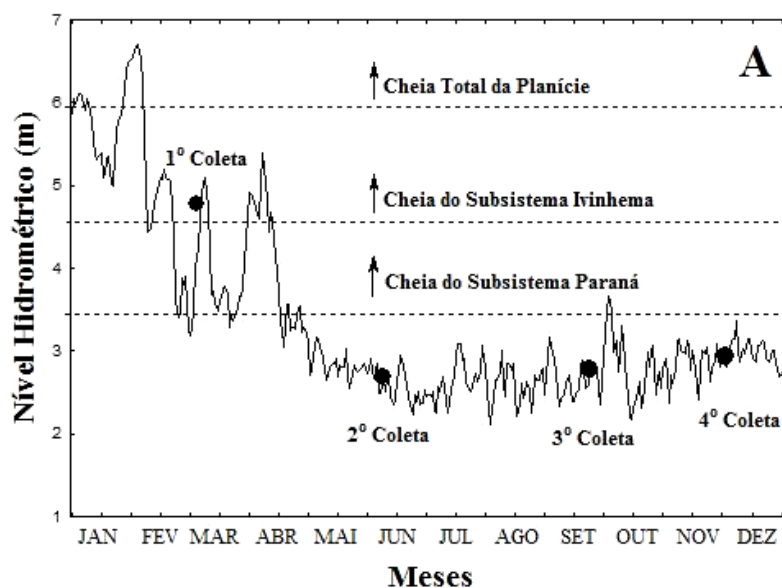


Figura4: Gráfico de nível hidrológico diário da Estação de Porto Rico (A).

3.2 Variação diária do nível hidrológico

Foi observado que, durante o ano de coleta, o rio Paraná variou até 70 cm em seu nível diário como observado na coleta de setembro (Fig. 5D). Dentre as quatro coletas a coleta de dezembro foi a que obteve maiores flutuações nas variações diárias quando variou em um total de 1117 cm em relação ao eixo 0, (Fig. 5E) seguida pela de setembro com 1086 cm (Fig. 5E), a de junho com 895 cm (Fig. 5C) e por último pela de março com 504 cm (Fig. 5B).

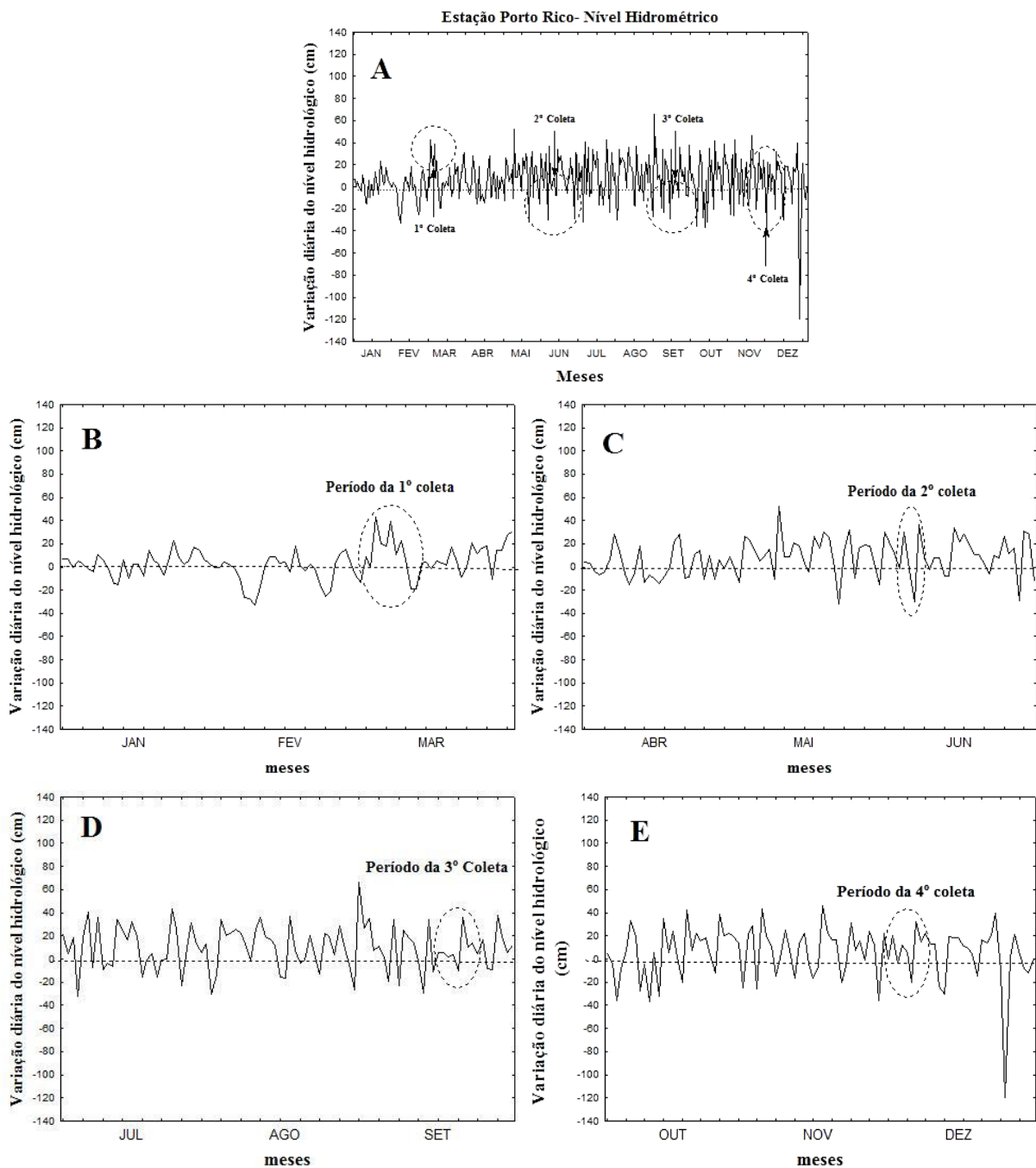


Figura 5. Gráficos da variação diária do nível hidrológico do rio Paraná (tarde-manhã) da estação de Porto Rico-PR (**A**) variação diária anual. (**B**) variação diária da coleta de março com os 60 dias anteriores a coleta. (**C**) variação diária da coleta de junho com os 60 dias anteriores a coleta. (**D**) variação diária da coleta de setembro com os 60 dias anteriores a coleta. (**E**) variação diária da coleta de dezembro com os 60 dias anteriores a coleta

3.3 Correlação

A análise entre as variáveis abióticas verificou apenas correlações com distúrbios diários com correlação moderada entre riqueza da assembleia de Oligochaeta e uma correlação fraca com a densidade (Fig. 2). Portanto, os atributos estão mais sujeitos a mudanças aos distúrbios ocorridos nessas lagoas.

Tabela 2. Coeficientes de correlação de Pearson entre os atributos da assembleia de Oligochaeta e as variáveis abióticas. Coeficientes $>0,7$ para mais ou para menos **correlação forte**, entre $0,7$ a $0,3$ para mais ou para menos **correlação moderada**, 0 a $0,3$ para mais ou para menos **correlação fraca**.

Correlação	Densidade	Riqueza	Dominância
Seixos	-0,08	-0,04	0,21
Grânulos	0,24	0,21	-0,14
AMG	0,10	0,08	-0,16
AG	0,13	-0,00	0,05
AM	0,02	-0,10	-0,04
AF	-0,12	-0,24	0,15
AMF	-0,10	0,03	-0,00
Lama	0,08	0,14	-0,13
MOPG	-0,05	-0,11	-0,13
MOPF	-0,21	-0,18	-0,02
Clorofila	-0,13	-0,12	0,12
Distúrbio diário	0,26	0,36	0,15

3.4 Densidade de Oligochaeta

Um total de 680 indivíduos foram registrados, distribuídos em apenas uma família: Naididae e quatro subfamílias: Tubificinae, Rhyacodrilinae, Naidinae e Pristinae. No mês de março foram registradas as menores densidades médias em todo o estudo (Fig. 6A) com o domínio de *Aulodrilus pigueti* em todas as lagoas (Tabela. 3). Nos demais meses houve valores elevados, como no mês de junho, com maiores densidades registradas nas lagoas das Garças e Sumida (Fig. 6B), com domínio de *Pristina americana* e *A. pigueti*, respectivamente, e Patos com domínio de *Pristina proboscidae* e *A. pigueti* (Tabela. 3), em setembro os maiores registros de densidade foram nas lagoas Leopoldo, Pau-Véio (PVE) e Garças (GAR) (Fig. 6C) com o domínio nesta de *A. pigueti* e *P.americana* (Tabela. 3), e no mês de dezembro obtiveram os maiores valores de densidade as lagoas das Garças (GAR), Bilé (BIL), Manezinho (MAN), Patos (PAT), e Sumida (SUM) (Fig. 6D) com o domínio nas três últimas novamente de *A. pigueti* (Tabela. 3).

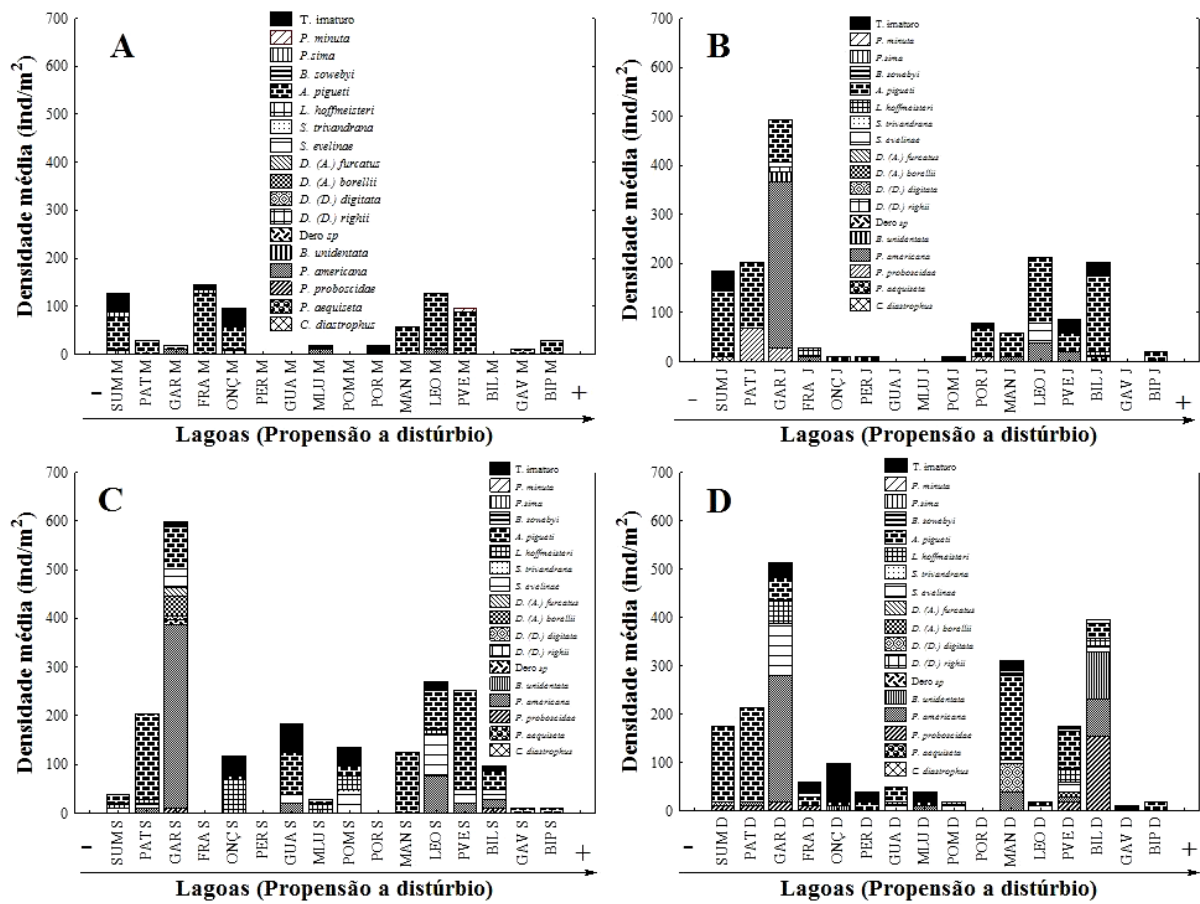


Figura 6. Densidade média (indivíduos/m²) de Oligochaeta nas lagoas dispostas pela sua propensão a distúrbio. (A) março, (B) junho, (C) setembro, (D) dezembro.

Tabela 3. Índice de dominância de Kownacki (1971) para espécies de Oligochaeta coletadas nas lagoas conectadas a diferentes Subsistemas da planície de inundação do alto rio Paraná. Dominantes (10–100); Subdominantes (1–9,99); Não-dominantes (0–0,99). Espécies dominantes estão representadas em negrito.

março/2010	SUM	PAT	GAR	FRA	ONÇ	PER	GUA	MLU	POM	POR	MAN	LEO	PVE	BIL	GAV	BIP
Naididae																
Pristininae (subfamília)																
<i>P. americana</i> - Cernovitov, 1925	-	-	16,67	-	-	-	-	16,67	-	-	-	2,56	-	-	-	-
<i>P. minuta</i> - (Stephenson, 1914)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,33	-	-	-
<i>P. sima</i> - (Marcus, 1944)	2,56	-	-	2,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tubificinae (subfamília)																
<i>L. hoffmeisteri</i> - Claparede, 1862	2,56	-	-	-	3,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. pigueti</i> - Kowalewski, 1914	35,90	1,00	16,67	28,89	33,33	-	-	-	-	-	66,67	92,38	6,00	-	33,33	66,67
Riqueza	3	1	2	2	2	-	-	1	-	-	1	2	2	-	1	1
junho/2010																
Naididae																
Pristininae (subfamília)																
<i>P. aequiseta</i> - Bourne, 1891	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,59	-	-
<i>P. proboscidae</i> - Beddard, 1896	-	22,22	1,97	-	-	-	-	-	-	4,17	-	-	-	-	-	-
<i>P. americana</i> - Cernovitov, 1925	-	-	22,88	11,11	-	-	-	-	-	-	5,56	6,67	14,81	-	-	-
Naidinae (subfamília)																
<i>B. unidentata</i> - (Harman, 1973)	-	-	1,37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. (D.) righii</i> - Varela, 1990	-	-	0,65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. evelinae</i> - (Marcus, 1942)	-	-	0,65	-	-	-	-	-	-	-	-	12,12	-	-	-	-
Tubificinae (subfamília)																
<i>L. hoffmeisteri</i> - Claparede, 1862	-	-	-	22,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,59	-	-
<i>A. pigueti</i> - Kowalewski, 1914	77,78	44,44	11,76	-	33,33	33,33	-	-	-	25,00	55,56	63,64	29,63	5,79	-	33,33
Riqueza	1	2	6	2	1	1	-	-	-	2	1	3	2	3	-	1

Continua....

setembro /2010	SUM	PAT	GAR	FRA	ONÇ	PER	GUA	MLU	POM	POR	MAN	LEO	PVE	BIL	GAV	BIP
Naididae																
Pristininae (subfamília)																
<i>P. proboscidae</i> - Beddard, 1896	-	-	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,33	-	-
<i>P. americana</i> - Cernosvitov, 1925	-	1,59	41,94	-	-	-	3,59	-	-	-	-	19,48	2,56	6,67	-	-
Naidinae (subfamília)																
<i>D. (D.) digitata</i> - (Müller, 1773)	-	-	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. (A.) borellii</i> - Michaelsem, 1900	-	-	2,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. (A.) furcatus</i> - (Müller, 1773)	-	-	1,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. evelinae</i> - (Marcus, 1942)	8,33	1,59	2,16	-	-	-	7,18	-	9,52	-	-	21,43	3,85	13,33	-	-
<i>S. trivandrana</i> - (Aiyer, 1926)	-	-	-	-	-	-	-	-	2,39	-	-	-	-	-	-	-
Tubificinae (subfamília)																
<i>L. hoffmeisteri</i> - Claparede, 1862	8,33	1,59	-	-	19,44	-	-	44,44	7,14	-	-	1,19	-	-	-	-
<i>A. pigueti</i> - Kowalewski, 1914	16,67	85,71	14,52	-	2,78	-	15,79	11,11	9,52	-	1,00	28,57	8,77	26,67	33,33	33,33
Riqueza	3	4	7	-	2	-	3	2	4	-	1	4	3	4	1	1
dezembro/2010																
Naididae																
Pristininae (subfamília)																
<i>P. proboscidae</i> - Beddard, 1896	1,85	1,52	1,26	5,56	-	-	-	-	-	-	-	-	3,74	13,81	-	-
<i>P. americana</i> - Cernosvitov, 1925	-	1,52	16,98	-	-	-	-	8,33	-	-	4,17	-	1,85	6,55	-	-
Naidinae (subfamília)																
<i>B. unidentata</i> - (Harman, 1973)	-	-	-	-	3,33	-	-	-	-	-	-	-	-	8,14	-	-
<i>D. (D.) digitata</i> - (Müller, 1773)	1,85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,25	-	-	-	-	-
<i>D. (A.) borellii</i> - Michaelsem, 1900	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,85	-	-	-
<i>S. evelinae</i> - (Marcus, 1942)	-	-	13,84	-	-	-	6,67	-	16,67	-	1,42	16,67	3,74	0,81	-	-
<i>C. diastrophus</i> - (Cruithuisen, 1828)	-	-	-	5,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhyacodrilinae (subfamília)																
<i>B. sowebyi</i> - Beddard, 1892	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,42	-	1,85	0,81	-	-
Tubificinae (subfamília)																
<i>L. hoffmeisteri</i> - Claparede, 1862	-	-	3,14	-	-	-	6,67	-	16,67	-	-	-	5,56	3,25	-	-
<i>A. pigueti</i> - Kowalewski, 1914	59,26	9,80	6,29	11,11	3,33	16,67	4,00	8,33	-	-	56,25	16,67	29,63	4,88	-	33,33
Riqueza	3	3	5	3	2	1	3	2	2	-	5	2	7	7	-	1

3.5 Riqueza

A riqueza total da assembleia no estudo foi de 16 espécies, da família Naididae. A única coleta com a diferença entre as lagoas conectadas foi significativa foi a de setembro (Fig. 10C) ANOVA $F= 1,94$; $p= 0,05$. Entretanto, pode se verificar um padrão elevado da riqueza média em algumas lagoas, nas quais em todas as coletas as médias foram superiores aos demais, como por exemplo: a lagoas das Garças (GAR) e os ressacos Manezinho (MAN), Leopoldo (LEO), Pau- Véio (PVE) e Bilé (BIL) (Fig. 10B, C, D). Porém, no mês de março todas as lagoas apresentaram riqueza abaixo da média com uma riqueza média em torno de uma espécie (Fig. 7A).

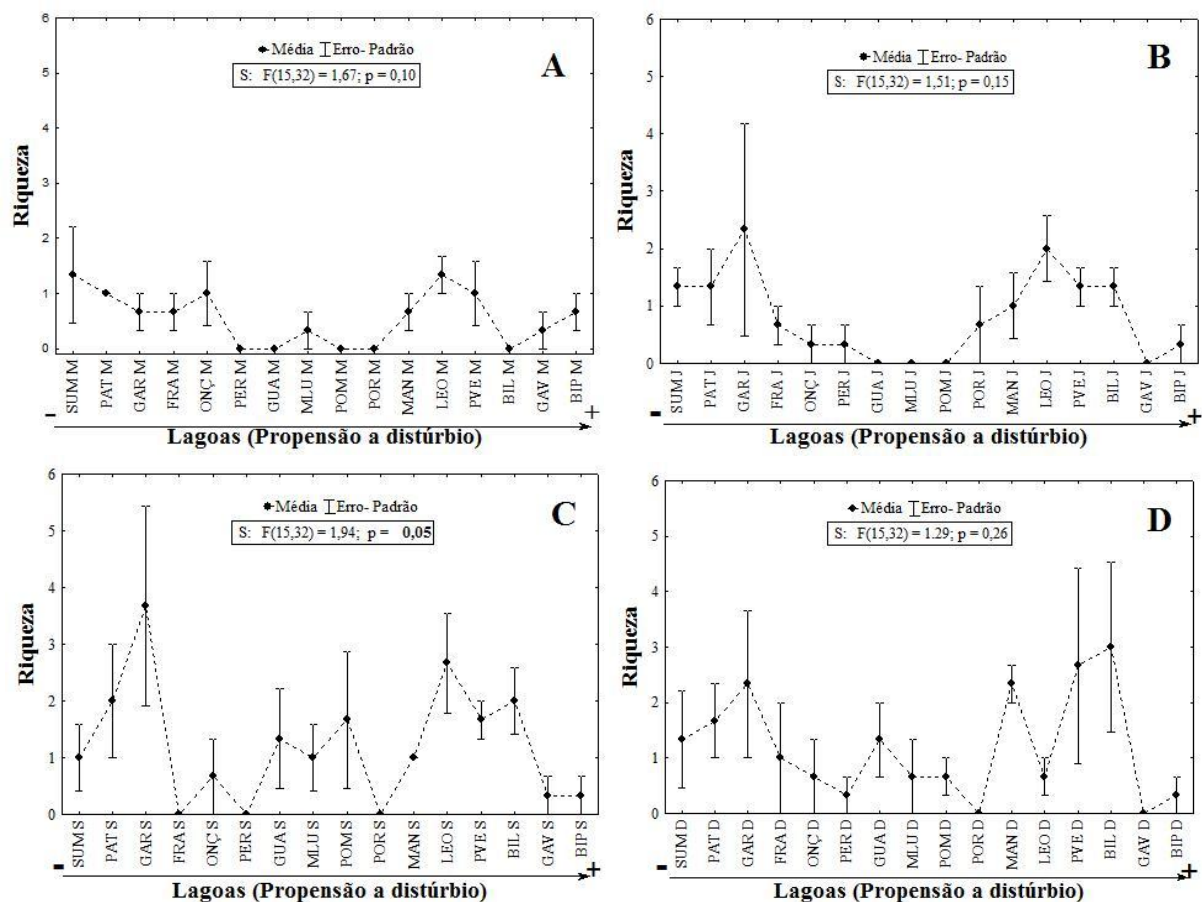


Figura 7: Gráficos de análise de variância (ANOVA) da riqueza da assembleia de Oligochaeta de acordo com a propensão de distúrbio. (A) março, (B) junho, (C) setembro, (D) dezembro.

3.6 Variações nos atributos da assembleia pelo índice PD.

Para melhor comparação as lagoas foram categorizadas de acordo o índice de propensão a distúrbio (*índice estabelecido para a entrada e saída de água (distúrbio) nas lagoas conectadas*). (Tabela. 4). A densidade média verificou-se maiores valores na categoria Ausente com uma média de 170 (ind/m²), seguido pela categoria Moderada com valor médio de 115 (ind/m²) e as categorias Baixa e Alta apresentaram valores muito baixo com médias de 30 e 15 (ind/m²), respectivamente (Fig. 8A). A dominância das espécies de Oligochaeta foi maior nas categorias Ausente, Moderada e Alta, com valores médios das duas primeiras praticamente iguais e um pouco abaixo para a categoria Alta (Fig. 8B).

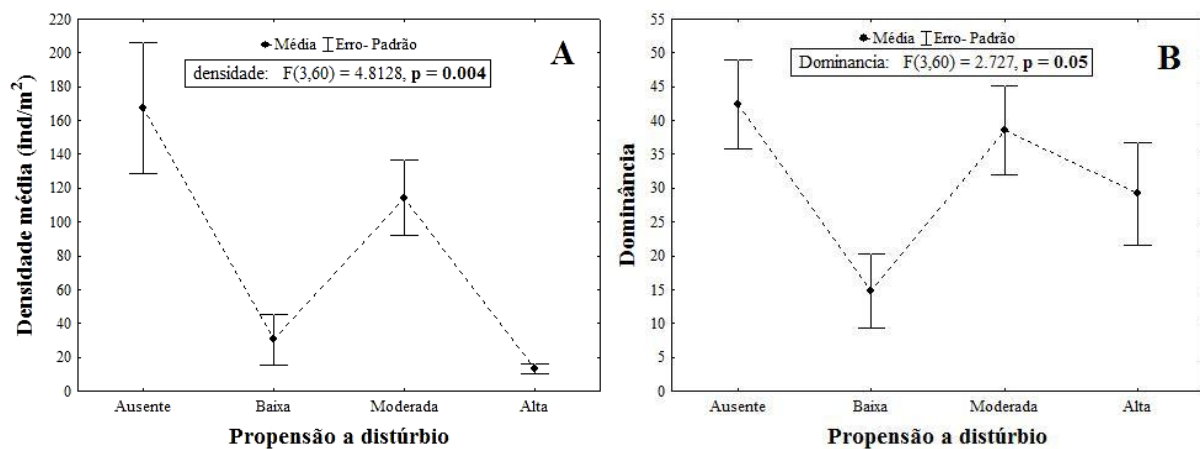


Figura 8. Gráficos de análise de variância (ANOVA) dos atributos da assembleia categorizados pela propensão de distúrbio. Densidade média (ind/m²) (A), Dominância de Kownacki (B).

3.7 Curva de rarefação da riqueza

A curva de rarefação da riqueza nas categorias de propensão a distúrbio demonstrou que atingiu a assíntota total da curva nas categorias ausente e moderada e um início na categoria baixa (Fig. 9A). A análise de variância com a riqueza rarefeita mesmo não sendo significativa demonstrou que as categorias, ausente e moderada apresentaram praticamente a mesma riqueza média, seguida pela Baixa e Alta (Fig. 9B)

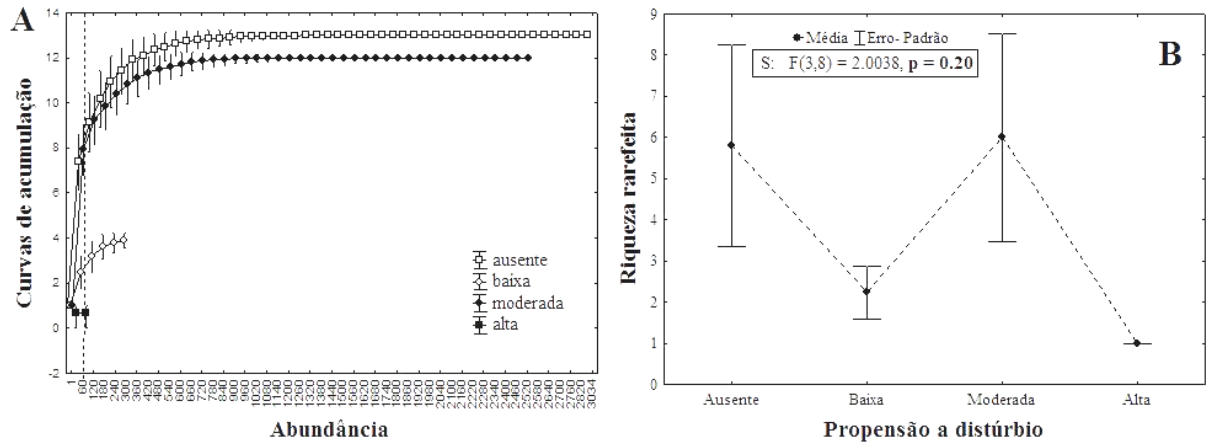


Figura 9. Gráfico da média de riqueza de espécies acumulada (\pm desvio-padrão) para as amostras de Oligochaeta. (A) Curvas de acumulação de espécies das categorias de Propensão a distúrbio (B) análise de variância com a riqueza rarefeita com a categoria de menor número de indivíduos.

Tabela 4. Índice de propensão a distúrbio com as variáveis para o cálculo. **Ausência** (0-10), **Baixa** (>10-100), **Moderada** (>100-1000), **Alta** (>1000).

Estações	Índice de Propensão a distúrbio	Comprimento do canal (m)	Área do canal (m²)	Área da lagoa (m²)	Profundidade (m)
Lagoa Sumida (Ausência)	0,27	3.760,0	37,77	685034,2	1,8
Lagoa dos Patos (Ausência)	0,85	1.314,0	56,87	1202883,1	2,4
Lagoa das Garças (Ausência)	7,29	145,6	5,13	70084,9	1,4
Lagoa Finado Raimundo (Ausência)	7,33	115	28,87	774971,1	2,3
Lagoa da Onça (Ausência)	9,77	164,6	25,00	217015,0	1,4
Lagoa Peroba (Baixa)	25,56	100,3	11,87	120383,1	2,6
Lagoa Guaraná (Baixa)	36,40	109,0	20,51	61467,5	1,2
Lagoa Maria Luiza (Baixa)	76,45	88,3	41,55	79758,5	1,3
Lagoa das Pombas (Moderada)	126,12	52,6	6,12	8372,9	0,9
Lagoa dos Porcos (Moderada)	229,57	10*	9,08	72190,9	1,8
Ressaco do Manezinho (Moderada)	475,78	10*	2,65	8117,3	1,4
Ressaco do Leopoldo (Moderada)	466,09	10*	11,00	32254,0	1,4
Ressaco do Pau- Véio (Moderada)	793,93	10*	9,08	24558,9	2,1
Ressaco do Bilé (Moderada)	905,97	10*	28,84	32898,2	1,0
Lagoa Gavião (Alta)	4816,86	10*	92,71	32577,3	1,7
Lagoa Boca do Ipoitã (Alta)	4973,64	10*	30,89	18059,1	3,0

*Foi somado uma constante (valor=10) para a variável comprimento em todas as lagoas.

4 DISCUSSÃO

Verificou-se apenas um período de cheia da planície de inundação, entre os meses de janeiro e fevereiro, quando o rio Paraná atingiu níveis superiores a 6 metros, suficiente para inundar toda a planície. Porém, a primeira coleta realizada em março, o nível estava acima de 4,6 m considerado cheia para as lagoas do subsistema Paraná e Ivinhema, e as demais coleta encontravam-se em níveis inferiores a 3,5 m, portanto, considerado como períodos de seca.

Esses eventos de cheia que antecederam o período de coleta, provavelmente, ocasionou as baixas densidades e riqueza de Oligochaeta com o domínio de duas espécies, *Aulodrilus pigueti* e *Pristina americana*. O efeito das inundações nas planícies é tamponar a variação das características limnológicas (Hein *et al.*, 2003; Thomaz, Bini & Bozelli, 2007; Roberto, Santana & Thomaz, 2009), resultando em uma menor variação da amplitude de nichos das espécies (Hutchinson, 1957; Bengtsson *et al.*, 1997), que favoreceu provavelmente o domínio dessas duas espécies com adaptações a esses eventos pelo fato de possuírem maior quantidade pigmentos respiratórios (hemocianina), que auxilia a retenção de oxigênio em condições ambientais com baixo teores de oxigênio (Misenderino, 1995), comuns nas cheias .

Mudanças temporais devido ao pulso de inundação entre os fatores abióticos podem ocorrer principalmente na composição granulométrica e disponibilidade de alimento (matéria orgânica) para a distribuição e diversidade de Oligochaeta (Boulton, 1992; Takeda, Stevaux & Fujita, 2001; Takeda & Fujita, 2004; Lafont, 2007; Behrend & Takeda, 2009). Nas 16 lagoas conectadas, não houve correlações entre os atributos densidade, riqueza e dominância com a composição granulométrica, matéria orgânica e produção primária das lagoas (clorofila) o que sugere a não interferência na distribuição da assembleia nesses ambientes. Entretanto, verificou-se uma correlação moderada e fraca entre distúrbio diário com riqueza e densidade de espécies.

Esse resultado concorda com outros autores como, Ward, Tockner & Schiemer (1999), Pringle *et al.*, (2001) e Simões (2010) mostraram que lagoas conectadas apresentam pouca variabilidade limnológica, e as mudanças na estrutura das comunidades aquáticas estão sujeitas aos distúrbios ocasionados pelas variações hidrológicas.

Essas alterações hidrológicas podem ocorrer diariamente nessa região, com a mudança do nível hidrológico, causado pela operação da barragem da Usina Engenheiro Sérgio Motta e foi relatado por Souza Filho & Stevaux (2004) uma variação acima de um metro em doze horas. A variação de um metro, dependendo do período hidrológico e localização da lagoa, pode significar uma grande mudança para a comunidade bentônica, pois a margem quase que

“instantaneamente” pode secar ou virar um alagado, afetando o ciclo de vida ou até mesmo a sobrevivência de muitas espécies sensíveis a dessecação. Foram observados que as mudanças na dinâmica fluvial determinam diversos efeitos sobre a estrutura de invertebrados bentônicos (Poff & Ward, 1989; Neiff, 2001; Ezcurra de Drago, Marchese & Montalto, 2007), como observada para a assembleia de Oligochaeta.

Muitos trabalhos demonstram que, em lagoas conectadas, há uma constante entrada de água e nutrientes (Hein *et al.*, 2003; Roberto, Santana & Thomaz, 2009), porém ao categorizar as lagoas de acordo com o índice de propensão a distúrbio como foi proposto nesse estudo, algumas lagoas apresentaram baixos índices, classificadas como Ausente, provavelmente, por seus canais de ligação não funcionarem para que ocorra essas trocas, ou a entrada de água não seja suficiente para influenciar toda a lagoa. Portanto, essas lagoas recebem águas com nutrientes e materiais provindos do rio apenas nas cheias quando atingem os diques marginais dessas lagoas, ou por trocas com lagoas adjacentes, como o caso das lagoas Sumida e Patos onde outras lagoas as circundam.

Essas particularidades é encontrada em diversas lagoas de planícies de inundação e a utilização de outra forma de avaliação além da conectividade lateral e fluxo de descarga é necessária (Poff *et al.*, 1997; Ali e Roy, 2009; Wainwright *et al.*, 2011), pois refletem de forma diferenciada nos atributos densidade, dominância e riqueza das assembleias aquáticas como a de Oligochaeta.

Nas lagoas apesar de terem sido registradas, 16 espécies de Oligochaeta nesse trabalho, esse número é bem representativo por se tratar de ambientes semelhantes, uma vez que Righi (2002) registrou 70 espécies em todo Brasil em diversos tipos de ambientes.

Ao analisar os atributos densidade, riqueza e dominância da assembleia de Oligochaeta com as lagoas categorizadas verificaram-se alguns padrões não esperado. Esperava-se que as lagoas com índice de PD Ausente e PD Moderada a riqueza e a dominância fossem mais baixa, respectivamente. Esses valores foram devidos a maior dominância de *A. pigueti* durante todo o estudo, principalmente nessas categorias. Essa espécie pertence à subfamília Tubificinae que são típicas de ambientes com elevados teores de matéria orgânica e grande quantidade de partículas de sedimento fino (Sauter & Güde, 1996; Schenkóvá, Komárek & Zahrádková, 2001) como nas lagoas conectadas, favorecendo a alta dominância dessa espécie em quase todas as lagoas.

Apesar de ter ocorrido alta densidade e dominância na categoria Ausente, sua riqueza foi alta devido a *A. pigueti*, pertencente a Tubificinae, não compartilhar do mesmo nicho que as demais espécies. Pelo mesmo motivo, observou-se na categoria Moderada, com alta dominância

e alta riqueza. O alto valor de dominância foi causado por *A. pigueti*, o que não inibiu na riqueza das espécies.

Na maioria das lagoas, baixos índices de dominância de Naidinae e Pristininae, provavelmente foi devido aos diversos picos de cheias no início do ano que invadiu os diques marginais das lagoas, homogeneizando todo ambiente o que não favoreceu estabilização dessas subfamílias não havendo espécies dominantes.

Esses padrões não esperado, deveu-se a diferença de *habitat* das subfamílias, onde espécies de Tubificinae apresentam maior porte com tegumento e musculatura mais robusta propiciando maior penetração em diversos tipos de sedimentos, portanto típicas de sedimento (Brinkhurst & Jamieson, 1971; Righii, 1984; Brinkhurst & Marchese, 1991, Righii, 2002 Marchese, 2009) enquanto as espécies de Naidinae e Pristininae são menores e nadadores livres (Verdonschot, Smies & Sepers, 1982), e comumente encontradas em galhos e macrófitas flutuantes e submersas (Glowacka, Soszka, & Soszka, 1976, Learner, Lochhead & Hughes, 1978, Pennak, 1978, Botts & Cowell, 1993; Alves & Strixino, 2000, Marchese, 2009).

Um modelo conceitual foi sugerido para demonstrar como as diferentes morfometrias das lagoas interferem na intensidade do distúrbio, refletindo em mudanças nos atributos densidade, riqueza e dominância da assembleia de Oligochaeta (**abaixo**).

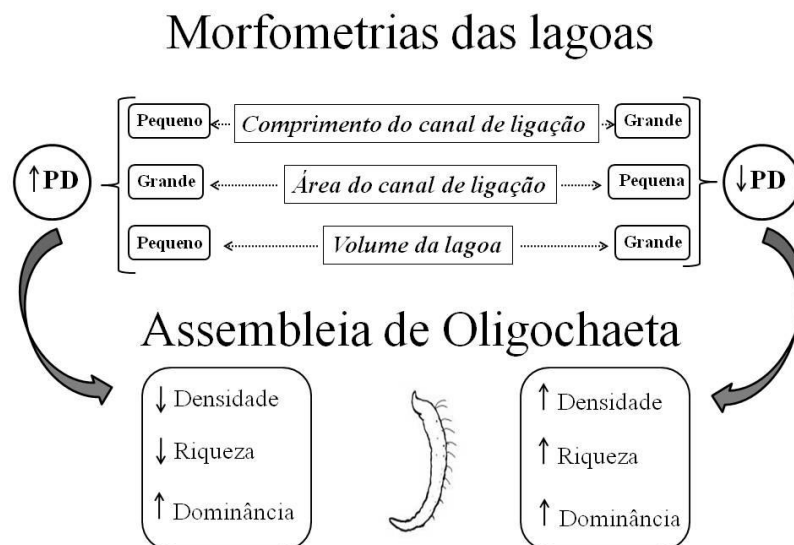


Figura 10. Modelo conceitual demonstrando os processos das variáveis e as mudanças dos atributos da assembleia de Oligochaeta.

Portanto, lagoas com diferentes canais de ligação respondem de forma diferenciada aos distúrbios ocasionados pela variação diária do nível hidrológico, especialmente aqueles ligados

diretamente ao rio Paraná como os ressacos. As lagoas Gavião e Boca do Ipoitã mesmo quando não há variação diária do nível hidrológico apresentam alta propensão a distúrbio, causada pela restrição do canal e volumes pequenos das lagoas, podendo sofrer simplesmente pela ação da direção do vento ou pela vazão dos rios.

Lagoas que apresentam canais longos com uma área pequena, e de grande volume praticamente não sofrem com a variação diária, onde é necessária uma cheia para afeta-la. A assembleia de Oligochaeta por sua vez, respondeu a esses diferentes níveis de distúrbios ocasionados pelas diferenças morfométricas das lagoas propiciando maior riqueza de espécies nas lagoas com propensão a distúrbio moderado.

O estudo demonstra que apenas a utilização do conceito de pulso de inundação examinados apenas com dados de vazão fluvial é insuficiente para caracterizar a dinâmica da conectividade nessas lagoas, precisando de outras métricas para avaliar sua real influencia nas comunidades aquáticas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As lagoas conectadas permanentemente com rios podem responder de diversas formas às mudanças da variação diária do nível hidrológico, portanto a importância de conhecer a localização de cada lagoa em relação ao canal principal, morfometria de cada lagoa bem como o canal de ligação é de extrema importância para a não generalização de resultados de teoria ecológicas. Portanto, o principal objetivo desse trabalho não foi criar apenas um índice de propensão a distúrbio e sim poder de alguma forma quantificar esses distúrbios, sugerindo novas possibilidades de interpretação desses ambientes.

REFERÊNCIAS

- Agostinho A.A., Zalewski M., (1996) A planície alagável do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos, Maringá: Eduem, 100.
- Agostinho A.A., Thomaz S.M., and Gomes L.C., (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **14**, 11-19.
- Ali, G.A., Roy, A.G., (2009). Revisiting hydrologic sampling strategies for an accurate assessment of hydrologic connectivity in humid temperate systems. *Geogr. Compass* **3**, 350–374.
- Alves R.G. & Strixino G., (2000) Distribuição espacial de oligochaeta do sedimento de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu- SP. *Iheringia Ser. Zool.*, **88**, 173-180.
- Amoros C., Roux A.L., (1988) Interaction between waterbodies with the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. In: Schriber K Connectivity in landscape ecology, proceedings of the 2° International Seminar of the International Association of Landscape Ecology. *Münstersche Geographische Arbeiten, Münster*, 125-130.
- Behrend R.D.L., Takeda A.M.; (2009) Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinhema Rivers. *Brazilian Journal of Biology*, **69**, 559-571.
- Bengtsson J., Baillie S., Lawton J., (1997) Community variability increases with time. *Oikos*, 249–256.
- Benke, A.C., Chaubey, I.G., Ward, M.E., Dunn, L., (2000). Flood pulse dynamics of an unregulated river floodplain in the Southeastern US Coastal plain. *Ecology* **81**, 2730–2741.
- Botts P.S., & Cowell B.C., (1993) Temporal patterns of abundance of epiphytic invertebrates on Typha Shoots in a subtropical lake. *Journal. North America. Benthological Society.*, **12**, 27-39.
- Boulton A.J.; Lake P.S., (1992) Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology* **73**, 2192-2207.
- Brinkhurst R.O., Jamieson B.M.G.; (1971) *Aquatic Oligochaeta of the world. Edinburgh: Oliver and Boyd.*
- Brinkhurst R.O.; Marchese M.R., (1991) *Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centro America. Santo Tomé: Asociacion de Ciencias Naturales del Litoral.*
- Casco S.L., Neiff M.; Neiff J.J., (2005) Biodiversidad en ríos del litoral fluvial, Utilidad del software PULSO, Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO, **14**, 419-434.
- Chowdhury, A.I., Osting, T., Furnans, J., Mathews, R., (2010). Groundwater–Surface Water Interaction in the Brazos River Basin: Evidence from Lake Connection History and Chemical and Isotopic Compositions. Texas Water Development Board, Austin, TX. Report 375, 70 p.

- Ezcurra de Drago I., Marchese M., and Montalto L., (2007) Benthic Invertebrates. In Iriondo M., Paggi J.C., and Parma J.E., (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of Subtropical Wetland*. New York: Springer Verlag, 251-275.
- Forman R.T.T., & Godron M., (1986) *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.
- Gotelli N.J. & Colwell R.K., (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**, 379-391.
- Gotelli N.J., & Entsminger G.L., (2004) *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465.
- Glowacka I., Soszka, G.J., & Soszka H., (1976) Invertebrates associated with macrophytas. In: Pieczynska, E. (ed.) Selected problems of lake littoral ecology. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawskiego, Warszawa. 238.
- Hein T., Baranyi C., Herndi G., Wanek W., Schiemer F., (2003) Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: the importance of hydrological connectivity. *Freshwater Biological*, **48**, 220-232.
- Hildrew A.G.; Giller PS., (1994) Patchiness, species interaction and disturbance in the stream benthos. In: Giller PS.; Hildrew A.G.; Raffaelli D.G., (Ed.). *Aquatic ecology scale and processes*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 21-62.
- Hudson, P.F., Heitmuller, F.T., (2008). Rivers and landscapes of the Texas Gulf Coastal Plain. *Southwestern Geogr.* **12**, 90–123.
- Hutchinson G., (1957) Concluding remarks. Population studies: *Animal ecology and demography*. Cold Spring Harbor Symp Quant Biol, **22**, 415–427
- Junk W.J., Bayley P.B.; Sparks R.E., (1989) The flood pulse concept in river floodplain systems, In D, P, Dodge (ed.) Proceedings of the Internation Large River Symposium, *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**, 110-127.
- Kownacki A., (1971) Taxocens of Chironomidae in streams of the Polish High Tatra (Mts). *Acta Hydrobiologica*, **13**, 439-464.
- Lafont M., (2007) Interpretation de indice lacustre oligochetes IOBL et son integration dans un système d'évaluation de l'état écologique. Cemagref/MEDAD: 18.
- Learner M.A., Lochhead G., & Hughes B.D., (1978) A review of the biology of the British Naididae (Oligochaeta) with emphasis on the lotic environment. *Freshwater Biological*., **8**:357-375.
- Lepori F.; Hjerdt N., (2006) Disturbance and aquatic biodiversity: reconciling contrasting views. *BioScience*, **56**, 809-818.
- Malmqvist B., (2002) Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, **47**, 679-694

- Marchese M.; Ezcurra de Drago I., & Drago E.C., (2002) Benthic macroinvertebrates and physical habitat relationships in the Parana River flood-plain system. In: *The ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. IAHS Special Publication*, **6**, 111-132.
- Marchese M., (2009) Annelida Oligochaeta. **17**, 551-565. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos-Sistemática y biología. Domínguez E., Fernández H.R., Fundación Miguel Lillo, Tucumán-AR, 1-654.
- Media Cybernetics (2001) Image-PRO Plus 4.5.0.29. Silver Spring, EUA.
- Merritt R.W., & Cummins K.W., (2002) An Introduction to the aquatic insects of North America. *Kendall Hunt Publishing, Dubuque, USA*, 862.
- Miranda, L.E., (2005). Fish assemblages in oxbow lakes relative to connectivity with the Mississippi River. *Trans. Am. Fish. Soc.* **134**, 1480–1489.
- Misenderino ML., (1995). Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lótico andino-patagónico. *Ecología Austral*, **5**, 133-142.
- Mertes, L.A.K., (1997). Documentation and significance of the periheic zone on inundated floodplains. *Water Resour. Res.* **33**, 1749–1762.
- Montanholi-Martins M.C., Takeda A.M., (1999) Communities of benthic oligochaetes in relation to sediment structure in the upper Paraná River, Brazil, *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **34**, 52-58.
- Naiman R.J., Décamps H., Pastor J., and Johnston C.A., (1988) The potencial importance of boundaries to fluvial ecosystems, *Journal North American Benthological Society*, **4**, 289-306.
- Nienhuis, P.H., Leuven, R.S.E.W., (2001). River restoration and flood protection: controversy or synergism? *Hydrobiologia* **444**, 85–99.
- Neff J.J., (2001) Diversity in some tropical wetland systems of South America. In Gopal, Junk W.J., and Davis J.A., (Eds). *Biodiversity in wetland: assessment function and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 157-186.
- Neff J.J., (2005) Bosques fluviales de la cuenca del Paraná, In Arturi MF, Frangi JL, Goya JF (Eds,) *Ecología & Manejo de los bosques de Argentina*, La Plata, Argentina: Multimedia, 1-26.
- Peirson, G., Bollard, J.D., Cowx, I., (2008). Lateral dispersal and displacement of fish during flood events in lowland river systems in the UK – implications for sustainable floodplain management. *Ecohydrol. Hydrobiol.* **8**, 363–373.
- Pennak R.W., (1978) Fresh-water invertebrates of the United States. Ronald Press, New York. 803.
- Poff N.L., and Ward J.V., (1989) Implications of streamflow variability and predictability far lotic community structure: A regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **46**, 1805-1818.

- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Pres-tegaard, 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**, 769–784.
- Pringle C.M., (2001) Hydrological connectivity and the management of biological reserves: a global perspective, *Ecological Applications*, **11**, 981–998.
- Righi G., (2002) Anelídeos Oligoquetos. In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. *Invertebrados de água doce*, **4**.
- Righi G., (1984) Oligochaeta. In *Schaden, R. (Ed.). Manual de Identificação de Invertebrados Límicos do Brasil. Brasília, CNPQ – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico*.
- Roberto M.C., Santana N.N., Thomaz S.M., (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biologic*, **69**,717-725.
- Robertson, C.R., Zeug, S.C., Winemiller, K.O., (2008). Associations between hydrological connectivity and resource partitioning among sympatric gar species (Lepisosteidae) in a Texas river and associated oxbows. *Ecol. Freshwater Fish* **17**, 119–129.
- Rosin G.C., & Takeda A.M., (2007) Larvas de Chironomidae (Diptera) da planície de inundação do alto rio Paraná: distribuição e composição em diferentes ambientes e períodos hidrológicos, *Acta Scientiarum Biological Sciences*, **29**, 57-63.
- Roozen, F.C.J.M., Van Geest, G.J., Ibelings, B.W., Roijackers, R., Scheffer, M., Buijse, A.D., (2003). Lake age and water level affect the turbidity of floodplain lakes along the lower Rhine. *Freshwater Biol.* **48**, 519–531.
- Rowland, J.C., Lepper, K., Dietrich, W.E., Wilson, C.J., Sheldon, R., (2005). Tie channel sedimentation rates, oxbow formation age and channel migration rate from optically stimulated luminescence (OSL) analysis of floodplain deposits. *Earth Surface Process. Land.* **30**, 1161–1179.
- Sauter G., & Güde H., (1996) Influence of grain size on the distribution of tubificid oligochaete species. *Hydrobiologia*, **334**, 97-101.
- Simões N.R., (2010) A divergência da relação diversidade estabilidade em ambientes aquáticos. cap.2,13-31. Variabilidade da comunidade zooplanctônica: testando a relação diversidade estabilidade e identificando os efeitos de distúrbios hidrológicos (secas) sobre a estabilidade da comunidade. 1- 65, aprovado 31 de agosto de 2010, Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia.
- Souza Filho E.E., & Stevaux J.C., (1997) Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba e Ivinheima, In: Vazzoler, A, E, A, M.; Agostinho, A, A.; Hahn, N, S, (eds.), Planície de Inundação do Alto rio Paraná, Maringá, PR, EDUEM, 3-46.
- 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, (eds.), The Upper

Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation, Leiden, The Netherlands, Blackhuys Publishers, 1-30.

Souza-Filho E.E., (2009) Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, **69**, no. (2 suppl), p. 707-717

Schramm Jr., H.L., Cox, M.S., Tietjen, T.E., Ezell, A.W., (2009). Nutrient dynamics in the Lower Mississippi River floodplain: comparing present and historic hydrologic conditions. *Wetlands* **29**, 476–487.

Schenkova J., Komárek O., & Zahrádková S., (2001) Oligochaeta of the Morava and Odra River Basins (Czech Republic): species distribution and community composition. *Hydrobiologia*, **463**: 235-240.

Stevaux J.C. & Takeda A.M., (2002) Geomorphological processes related to density and variety of zoobenthic community of the upper Paraná River, Brazil. *Geomorphologie*, **129**, 143-158.

Takeda A.M.; Shimizu G.Y., Higuti J., (1997) Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica, In: Vazzoler, A, E, A, M.; Agostinho, A, A.; Hahn, N, S, (Eds.), Planície de Inundação do Alto rio Paraná, Maringá, PR, EDUEM, 460.

Takeda A.M., (1999) Oligochaeta community of alluvial upper Paraná River, Brazil: Spatial and temporal distribution (1987-1988), *Hydrobiologia*, **412**, 35-42.

Takeda A.M., Stevaux J.C., & Fujita D.S., (2001) Effect of hydraulics, bed load grain size and water factors on habitat and abundance of *Narapa bonettoi* (Righi & Varela, 1983) of the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, **463**, 241-248.

Takeda A.M. & Fujita D.S., (2004) Benthic Invertebrates. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Eds.). *The upper Paraná river and its floodplain*. Leiden, The Netherlands: Backhuys-Publishers, 191- 208.

Thoms, M.C., (2003). Floodplain–river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology* **56**, 335–349.

Tockner, K., Malard, F., Ward, J.V., (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrol. Process.* **14**, 2861–2883.

Tetzlaff D., Soulsby C., Waldron S., Malcolm I.A., Bacon P.J., Dunn S.M., Lilly A., (2007) Conceptualisation of runoff process using GIS and tracers in nested mesoscale catchment. *Hydrological Process*. DOI: 10-1002/hyp. 6309.

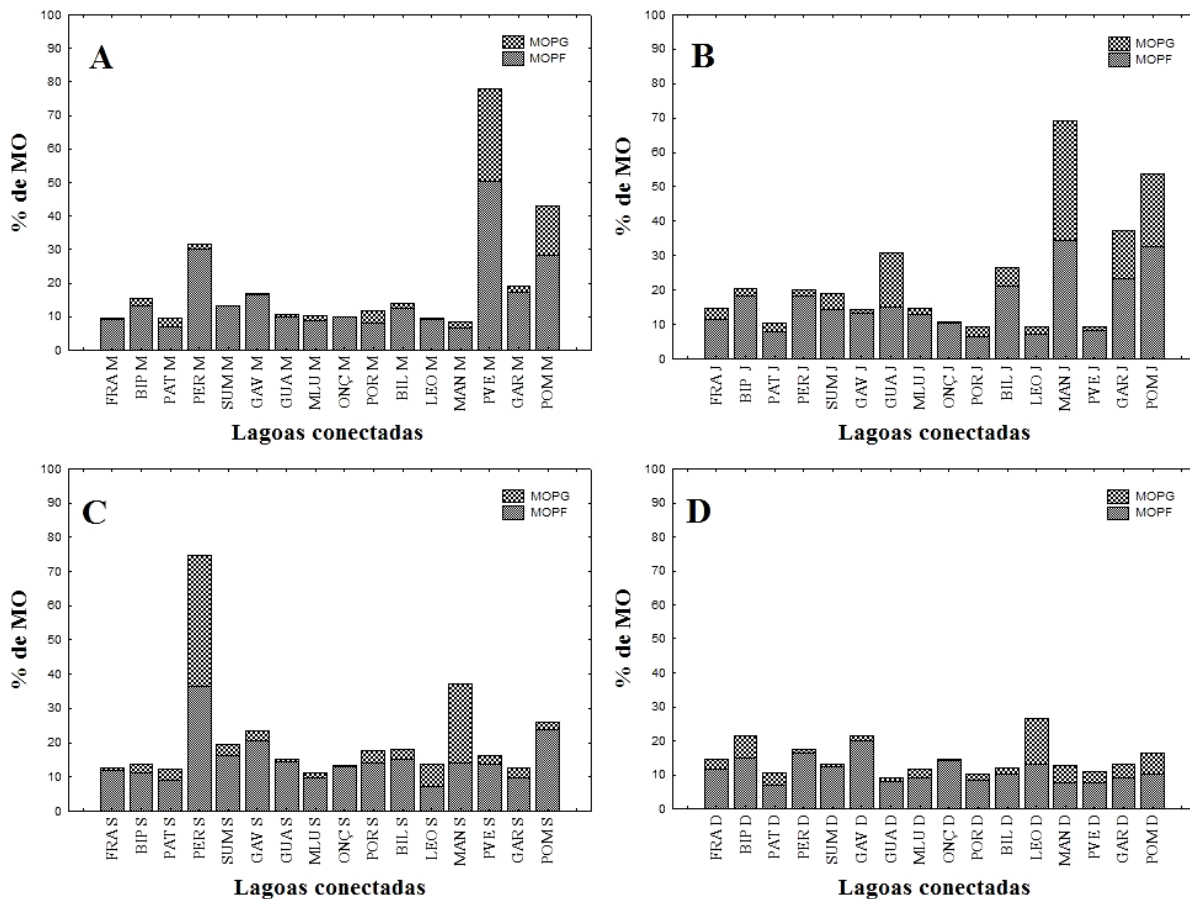
Thomaz S.M., Pagioro T.A., Bini L.M., Roberto M.C. & Rocha R.R.A. (2004) Limnology of the Upper Paraná Floodplain habitats: Patterns of Spatio-temporal Variations and Influence of the Water Levels. In: Agostinho A.A., Rodrigues L., Gomes L.C., Thomaz S.M; Miranda, L.E. (Ed.) *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain. LTER-site 6 (Peld-sítio 6)*. Maringá: EDUEM, 37-42.

Thomaz S.M., Bini L.M., Bozelli R.L., (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river–floodplain systems, *Hydrobiologia*, **579**, 1–13.

- Thomaz S.M., Silveira M.J., & Michelin T.S., The colonization success of an exotic Poaceae is related to native macrophyte richness, wind disturbance and riparian vegetation. In Press, *Aquatic Sciences*.
- Verdonschot P.F.M., Smies M., & Sepers A.B.J., (1982) The distribution of aquatic oligochaetes in brackish inland waters in the SW Netherlands. *Hydrobiologia*, **89**:29-38.
- Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T.G., Lexartza-Artza, I., Thorton, S.F., Brazier, R.E., (2011). Linking environmental régimes, space and time: interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology* 126, 387–404.
- Ward J.V., Stanford J.A., (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation, *Regulated Rivers: Research and Management*, **11**, 105-119.
- Ward J.V., Tockner K., Schiemer F., (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity, *Regulated Rivers: Research and Management*, **15**, 125-139.
- Ward J.V., Tockner K., (2001) Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology, *Freshwater Biology*, **46**, 807–819.
- Wren, D.G., Davidson, G.R., Walker, W.G., Galicki, S.J., (2008). The evolution of an oxbow lake in the Mississippi alluvial floodplain. *J. Soil Water Conserv.* **63**, 129–135.
- Winemiller, K.O., Tarim, S., Shormann, D., Cotner, J.B., (2000). Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* **129**, 451–468.
- Wentworth C.K., (1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, **30**, 377-392.

ANEXO A - Matéria orgânica

Verificou entre as 16 lagoas que o tamanho da partícula de matéria orgânica (MOPG e MOPF) não diferiu em média entre os quatro períodos de coleta. Observou se algumas particularidades no mês de março quando o ressaco do Pau Vêio e lagoa das Pombas mostraram altos índices de porcentagem, tanto de MOPG, quanto de MOPF (Fig. 11A). Nas posteriores coletas houve altos índices de MOPG em junho no ressaco do Manezinho e lagoa das Pombas (Fig. 11B) e em setembro, na lagoa Peroba e novamente no ressaco do Manezinho (Fig. 11C). Em dezembro praticamente houve a ausência de MOPG entre as lagoas, e não verificou mudanças bruscas nos índices de porcentagem (Fig. 11D).



Figuras 11. Porcentagem média das frações de MOPG (matéria orgânica particulada grossa) e MOPF (matéria orgânica particulada fina) nas 16 lagoas conectadas da planície de inundação, separadas pelos quarto períodos de coleta. (A) março, (B) junho, (C) setembro, (D) dezembro.

ANEXO B- Composição granulométrica

A análise percentual da composição granulométrica do sedimento evidenciou algumas particularidades como: na lagoa Maria Luiza houve uma grande porcentagem de seixos todos os períodos de coleta, o mesmo se verificou no ressaco do Leopoldo, entretanto apenas no mês de setembro (Fig. 12C). Porém, todas as lagoas as composições granulométricas foram basicamente parecidas, composta de grânulos mais finos como: lama, areia muito fina, areia fina e média (Fig. 12A, B, C e D).

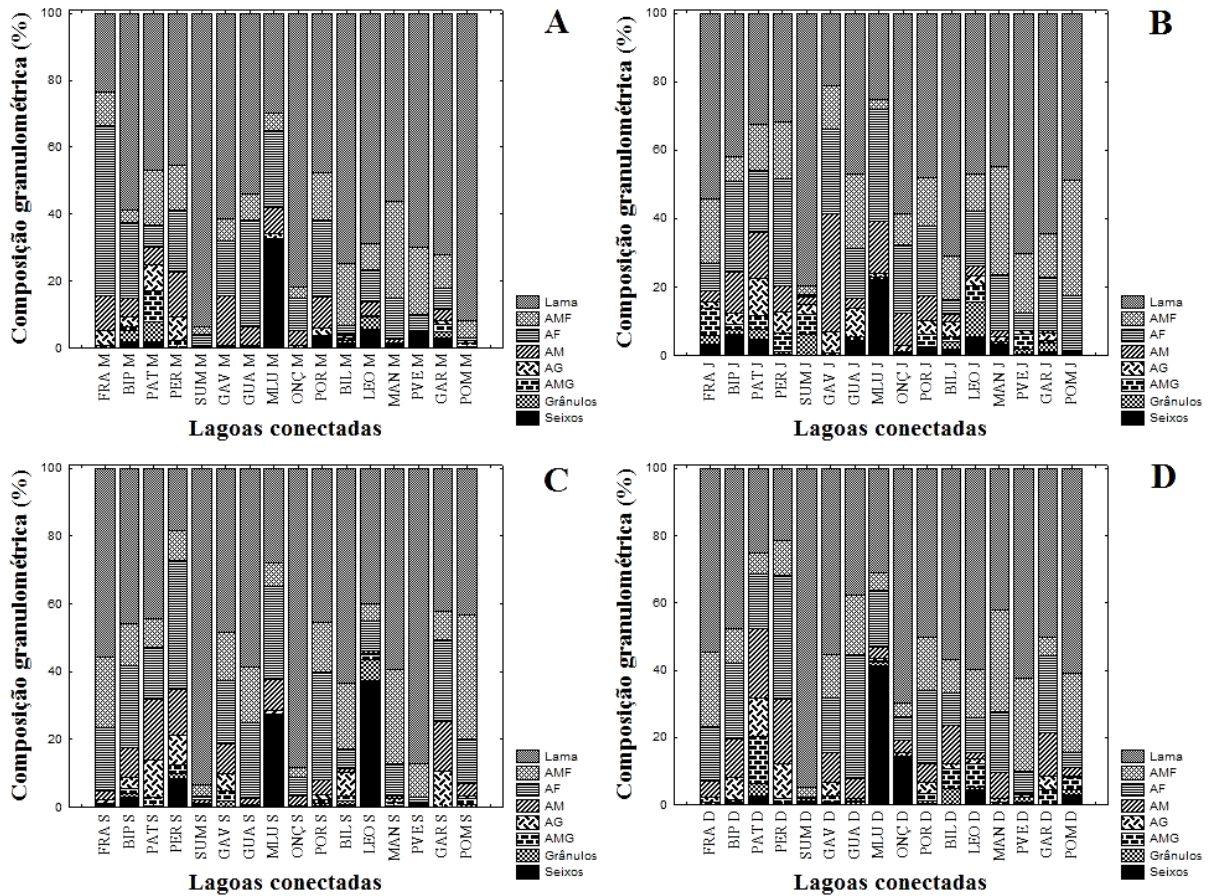
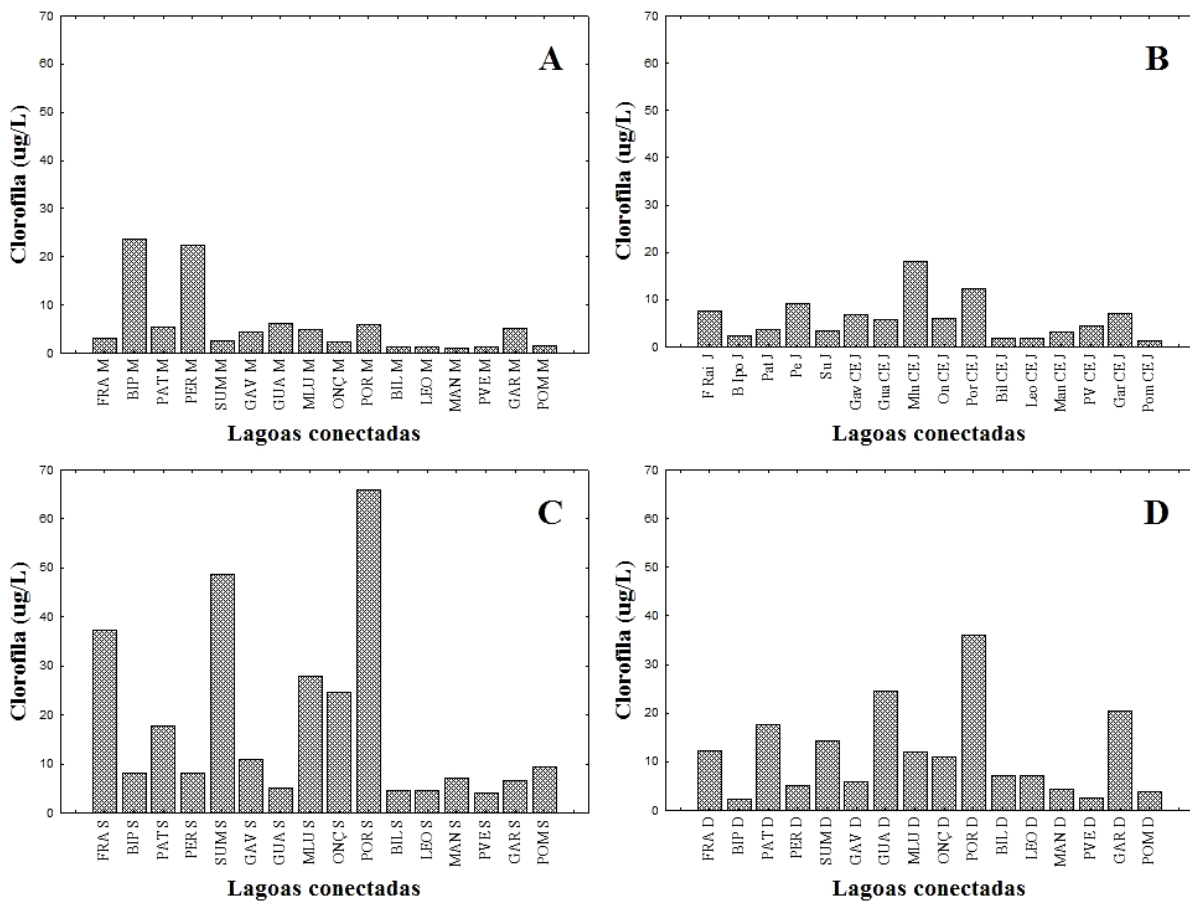


Figura 12. Porcentagem da textura granulométrica das respectivas lagoas (AMF= areia muito fina, AF= areia fina, AM= areia média, AG= areia grossa, AMG= areia muito grossa). (A) março, (B) junho, (C) setembro, (D) dezembro.

ANEXO C- Clorofila

Para clorofila não se verificou valores altos nos meses de março (Fig. 13A), e junho (Fig. 13B) entre as lagoas com destaque apenas para as lagoas Boca do Ipoitã e Peroba em março, quando houve valores um pouco acima da média das demais com 25 ($\mu\text{g/L}$). Nos meses de setembro (Fig. 13C) e dezembro (Fig. 13D) foram verificados valores altos de clorofila, principalmente em setembro cuja as lagoas que se destacaram das demais foram: lagoa dos Porcos, lagoa Sumida com valores de 67 e 48 ($\mu\text{g/L}$) respectivamente, e no mês de dezembro novamente a lagoa dos Porcos obteve um valor elevado com 37 ($\mu\text{g/L}$) de clorofila.



ANEXO D - Tabela das variáveis abióticas

Tabela 5. Variáveis abióticas das 16 lagoas conectadas nos meses de março, junho, setembro e dezembro.

março/2010	SUM	PAT	GAR	FRA	ONÇ	PER	GUA	MLU	POM	POR	MAN	LEO	PVE	BIL	GAV	BIP
Profundidade (m)	4,00	5,00	4,00	6,50	3,00	4,00	3,00	4,50	2,80	4,50	4,00	3,00	4,00	3,50	3,50	5,00
Temperatura (°C)	28,03	29,23	28,30	29,20	28,87	29,30	28,40	28,60	28,20	28,30	27,90	28,03	28,00	27,97	28,97	28,93
Oxigênio dissolvido (mg/l)	1,10	0,13	3,30	1,14	1,13	7,32	1,90	3,45	6,42	2,58	6,60	6,45	8,62	7,90	2,07	0,18
condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	41,33	48,33	66,27	44,43	23,80	42,93	35,07	26,70	67,53	32,33	72,10	67,23	65,00	68,17	25,90	68,90
pH	6,59	6,36	7,02	6,99	6,19	6,60	6,38	6,48	7,86	6,62	7,26	7,41	7,83	7,62	6,20	6,55
Transparência (m)	1,15	0,85	1,90	1,20	2,45	0,60	1,15	1,30	0,95	1,20	1,95	1,95	2,00	1,80	2,15	0,60
Turbidez	8,30	7,20	5,20	12,00	1,40	11,00	4,30	3,50	23,00	4,20	6,60	8,90	8,50	8,50	2,00	7,50
junho/2010	SUM	PAT	GAR	FRA	ONÇ	PER	GUA	MLU	POM	POR	MAN	LEO	PVE	BIL	GAV	BIP
Profundidade (m)	2,00	3,80	2,05	4,50	2,70	3,00	2,00	3,20	1,20	2,90	1,80	3,20	3,30	1,30	2,60	4,50
Temperatura (°C)	19,63	18,93	20,43	19,73	18,93	19,67	17,27	18,27	19,97	17,90	19,57	20,43	19,63	20,30	18,30	19,17
Oxigênio dissolvido (mg/l)	5,53	2,29	7,58	7,56	7,81	6,61	6,70	8,35	8,10	5,64	4,87	7,32	5,61	7,20	7,48	4,24
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	26,57	48,67	59,80	41,23	30,33	35,47	33,57	21,80	61,53	31,03	62,70	60,97	60,63	59,80	18,89	43,30
pH	6,35	6,34	6,95	7,00	6,48	6,47	6,07	6,47	7,28	6,36	6,67	6,99	6,69	6,86	6,39	6,51
Transparência (m)	1,05	1,75	0,95	0,95	1,20	1,10	0,50	1,10	1,20	1,15	1,80	1,70	2,45	1,10	1,30	1,40
Turbidez	5,40	1,20	12,00	15,00	6,40	12,00	8,00	15,00	8,50	5,70	4,00	5,00	4,00	7,50	6,10	10,00

Continua...

*Continuação***Tabela 5.** Variáveis abióticas das 16 lagoas conectadas nos meses de março, junho, setembro e dezembro.

setembro/2010	SUM	PAT	GAR	FRA	ONÇ	PER	GUA	MLU	POM	POR	MAN	LEO	PVE	BIL	GAV	BIP
Profundidade (m)	1,10	3,15	1,30	3,60	2,50	3,15	2,10	3,10	1,10	2,70	1,80	2,90	3,00	1,25	2,60	3,60
Temperatura (°C)	22,30	22,87	24,07	24,03	23,73	23,03	22,33	21,47	22,63	23,03	23,27	23,43	24,00	24,30	23,43	22,60
Oxigênio dissolvido (mg/l)	8,51	6,66	5,96	8,78	7,63	8,02	7,48	7,82	7,78	7,27	4,60	4,23	6,15	7,19	4,93	4,84
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	37,13	36,80	55,57	42,40	24,97	39,37	22,43	21,77	58,63	22,77	57,73	57,20	56,97	55,60	23,20	38,17
pH	8,07	7,12	7,13	8,64	6,76	7,45	6,82	6,80	7,28	6,84	6,66	6,86	7,57	7,32	6,68	6,54
Transparência (m)	0,65	1,15	1,00	0,60	0,70	1,25	1,10	0,60	1,10	0,80	1,80	2,90	2,00	1,25	1,10	0,95
Turbidez	16,00	10,70	11,80	26,00	21,00	12,10	25,60	22,80	4,20	14,50	2,80	4,20	6,12	6,00	14,10	18,00
dezembro/2010	SUM	PAT	GAR	FRA	ONÇ	PER	GUA	MLU	POM	POR	MAN	LEO	PVE	BIL	GAV	BIP
Profundidade (m)	2,50	4,30	2,10	4,10	2,40	3,50	2,65	2,65	1,50	3,40	2,40	3,70	3,70	2,20	3,10	4,30
Temperatura (°C)	28,00	27,97	26,37	28,60	28,10	26,80	28,70	27,67	27,17	25,27	27,03	27,30	26,43	25,80	27,83	27,23
Oxigênio dissolvido (mg/l)	3,47	2,90	4,57	5,05	1,59	3,22	2,19	2,86	6,62	2,57	2,26	4,62	2,59	4,01	2,66	2,98
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	34,83	39,40	48,93	42,57	22,50	32,90	29,00	22,63	58,97	25,80	57,33	55,43	58,20	52,90	25,13	40,27
pH	7,09	6,75	6,43	7,75	5,78	6,01	5,65	5,58	7,11	5,69	6,17	6,27	6,34	6,41	5,88	6,77
Transparência (m)	0,75	0,65	0,70	1,00	0,70	0,80	0,50	0,65	1,50	0,75	1,50	0,80	1,90	1,10	0,75	0,60
Turbidez	10,30	36,80	12,20	12,30	9,39	22,70	11,50	21,40	3,25	14,80	4,80	10,06	4,30	6,14	9,30	35,50