

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

DILERMANDO PEREIRA LIMA JUNIOR

**Da Ecologia às políticas públicas... O que as espécies não nativas têm a nos ensinar?**

Maringá

2012

DILERMANDO PEREIRA LIMA JUNIOR

**Da Ecologia às políticas públicas... O que as espécies não nativas têm a nos ensinar?**

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. Angelo Antônio Agostinho

Coorientador: Prof. Dr. Luis Maurício Bini

Coorientador: Prof. Dr. David Joseph Hoeinghaus

Maringá

2012

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

L732d Lima Junior, Dilermando Pereira, 1982-  
Da Ecologia às políticas públicas ... O que as espécies não nativas têm a nos ensinar?  
/Dilermando Pereira Lima Junior. -- Maringá, 2012.  
73 f. : il. (algumas color.)  
Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade  
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2012.  
Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.  
Coorientador: Prof. Dr. Luis Maurício Bini.  
Coorientador: Prof. Dr. David Joseph Hoeninghaus.  
1. Espécies não nativas - Tamanho corporal. 2. Espécies não nativas - Relação  
parasito-hospedeiro. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia.  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -578.62  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

## FOLHA DE APROVAÇÃO

DILERMANDO PEREIRA LIMA JUNIOR

### **Da Ecologia às políticas públicas... O que as espécies não nativas têm as nos ensinar?**

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 Angelo Antônio Agostinho

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr Anderson Oliveira Latini

Universidade Federal de São João Del Rei

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Edson de Oliveira Fontes

Universidade Federal Tecnológica Paraná, Campus Londrina.

Prof. Dr. Tadeu Siqueira

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, *Campus* de Rio Claro

Aprovada em: 24 de fevereiro de 2012.

Local da defesa: Miniauditório, Nupélia, Bloco H-90, campus da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

Sou grato a todas as pessoas que, diretamente e indiretamente, me auxiliaram nessa etapa de minha vida. São muitas... Por isso, antecipadamente, peço desculpas se minha memória - hoje curta - comete a injustiça da falta de reconhecimento de alguns nomes.

Meu muito obrigado aos meus pais. Todo o respeito, gratidão e cuidado por sempre ter dado-me a liberdade de seguir o meu caminho. Nos momentos de crises sempre me legaram uma palavra de incentivo e encorajamento.

Aos meus orientadores e amigos Angelo Agostinho, Luis MAURICIO Bini e David Hoeninghaus. Sou muito grato pela oportunidade a mim confiada. Acima de tudo, muito obrigado pela paciência. Haja paciência para aguentar esse orientado que tem na falta de foco sua principal virtude e defeito.

Meu especial carinho e gratidão a minha querida Salete. Apesar dela me chamar de vira-lata... Pois é... O mundo não é justo e muito menos perfeito... Seus conselhos e carinho me auxiliaram em momentos decisivos. Nunca podemos ser uma pessoa mais ou menos... Não é Salete?!

Aos bons amigos do PEA que me proporcionaram uma convivência recheada de aprendizado. Fábio Fogaça, Camila Ramos, Sybelle Bellay, Vanessa Miguxa, Natália Siqueira (Miguxa II), Andréia Issac (Andéiaaaa), Cris Pisicchio, Luciano Wolff, Fernando (Zim) Ferreira, Sáuria Castro (Saurítia), Tátia (Batata) Taguti, Clarice (Cajuína) Leal, Nadson (Tudson) Simões, Ju Dias...

Agradeço a toda equipe do PEA/NUPELIA pela solicitude. Nessa tese utilizei informações foram produzidas por vocês com tanto zelo. Espero que essa tese tenha mantido a mesma qualidade dos dados que a mim gentilmente disponibilizados. Finalmente agradeço ao CNPq que financiou a minha pesquisa no Brasil e a minha bolsa sanduiche nos Estados Unidos.

“Mire veja: o mais importante e bonito, do mundo, é isto: que as pessoas não estão sempre iguais, ainda não foram terminadas - mas que elas vão sempre mudando.”

“Tudo, aliás, é a ponta de um mistério, inclusive os fatos. Ou a ausência deles. Duvida? Quando nada acontece há um milagre que não estamos vendo.”

“O correr da vida embrulha tudo.  
A vida é assim: esquenta e esfria,  
aperta e daí afrouxa,  
sossega e depois desinquieta.  
O que ela quer da gente é coragem”

Guimarães Rosa

## **Da Ecologia às políticas públicas... O que as espécies não nativas têm nos ensinar?**

### **RESUMO**

O processo de estabelecimento de espécies não nativas é reconhecidamente prejudicial para a conservação da diversidade biológica. Apesar dos efeitos negativos, o estabelecimento de espécies não nativas tende a continuar, principalmente devido ao incremento do comércio e fluxo de pessoas entre países ou continentes. Dado esse cenário, é importante analisar quais fatores estão relacionados com o sucesso de estabelecimento, bem como estar atento ao processo de decisões políticas que tendem a promover novas invasões, principalmente de peixes que tem a sua introdução incentivada por diversos fatores tais como produção para fins aquicultura, aquarofilia e pesca esportiva. Observando essas duas demandas, é importante na geração de conhecimento ecológico que permita, além da prevenção, maior eficiência nas medidas de controle e erradicação. Primeiramente avaliamos a hipótese de que a espécies não nativas possuem os maiores tamanhos corporais nas regiões invadidas do que nas nativas. Mostramos que essa hipótese é incompleta, pois desconsidera a influência dos fatores ambientais sobre o tamanho corporal. Estudamos ainda os fatores biológicos e ambientais que influenciam o padrão de infecção de um parasita, e encontramos que abundância do hospedeiro foi à única característica que influenciou nos padrões de infecção. Finalmente, analisamos o Projeto de Lei 5989/09 que libera e incentiva a produção de espécies de peixes não nativos nos reservatórios brasileiros e apontando os potenciais impactos negativos caso esse Projeto de Lei seja aprovado.

**Palavras-chave:** Invasões biológicas. Tamanho corporal. Relação parasito-hospedeiro. Planície de inundação do Alto rio Paraná. Política ambiental. Aquicultura.

## **From Ecology to public politics... What non-native species may teach us?**

### ***ABSTRACT***

The non-native species establishment in new habitats is a recognized and harmful process for biodiversity conservation. Despite its negative impacts, this process tends to continue due to the increase in international trading among countries and continents. Thus, it is important to analyze the factors related to the establishment success of these species in new habitats, mainly for fish that are introduced due to use in aquaculture and sporting fisheries. Thus, we may allow us to control and eradicate them more effectively as well as to reduce or avoid new species introductions paying attention to political decisions. Firstly, we tested the hypothesis that non-native species have larger body sizes in their invaded areas than in their natural ones. We showed that this hypothesis is incomplete, since it disconsiders the effects of the environmental conditions on non-native species' body sizes. We also studied the influence of biological and environmental factors on the infection patterns of parasites. Only host abundances explained the infection pattern cause by those parasites. To conclude, we analysed the Proposed Act of Law 5989/09, which allows and encourages the non-native fish species in Brazilian reservoirs and showing the potential negative impacts once this Act is passed in the Brazilian Congress.

**Keywords:** Biological invasion. Body size. Host-parasite relation. Paraná River floodplain. Environmental politics. Aquaculture.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Ecology Letters*. Disponível em:

<<http://www.wiley.com/bw/submit.asp?ref=1461-023X&site=1>>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>08</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>AS ESPÉCIES NÃO NATIVAS SÃO MAIORES NAS REGIÕES INVADIDAS?.....</b>	<b>11</b>
	<b>RESUMO.....</b>	<b>11</b>
2.1	INTRODUÇÃO.....	14
2.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	16
2.2.1	Área de estudo.....	16
2.2.2	Banco de dados .....	17
2.2.3	Análise estatística.....	18
2.3	RESULTADOS.....	19
2.4	DISCUSSÃO.....	24
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>27</b>
	APÊNDICE A – Resultados adicionais.....	31
<b>3</b>	<b>UM ENSAIO SOBRE A CEGUEIRA: FATORES QUE INFLUENCIAM A INFECÇÃO DE UMA ASSEMBLÉIA DE PEIXES POR UM PARASITA CRIPTOGÊNICO.....</b>	<b>33</b>
	<b>RESUMO.....</b>	<b>33</b>
3.1	INTRODUÇÃO.....	34
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3.2.1	Parasito.....	36
3.2.2	Área de estudo.....	37
3.2.3	Banco de dados .....	38
3.2.4	Análises estatísticas.....	40
3.3	RESULTADOS.....	41
3.4	DISCUSSÃO.....	44
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>48</b>
	APÊNDICE B - Relações filogenéticas da assembleia de peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e resultados adicionais.....	54
<b>4</b>	<b>AQUICULTURA POLÍTICA E MEIO AMBIENTE NO BRASIL: NOVAS PROPOSTAS E VELHOS EQUÍVOCOS.....</b>	<b>61</b>
4.1	INTRODUÇÃO.....	61
4.2	RISCOS AMBIENTAIS DO PL 5989/09.....	63
4.3	PARADOXO BRASILEIRO.....	67
4.4	CONCLUSÃO.....	67
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>68</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>71</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O estabelecimento de espécies não nativas é um evento de ocorrência global e muitas vezes acompanhado de impactos ambientais, econômicos e sociais (Parker *et al.* 1999; Pimentel *et al.* 2001), sendo supostamente a segunda principal causa de perda de diversidade biológica no planeta (Gurevitch & Padilla 2004). Diante desses efeitos negativos, a comunidade científica passou a prestar mais atenção a essas questões - principalmente a partir da última década do século passado. Desde então, criou-se uma agenda de pesquisas que abrange um amplo espectro de estudos, incluindo desde ecologia básica, biogeografia, evolução e a adoção de medidas de prevenção, manejo e erradicação de espécies não nativas com o desenvolvimento de mecanismos legais que proíbam ou inibam o livre transporte e a introdução de espécies. Por exemplo, uma busca rápida no ISI Web of Science com as palavras, “biological invasion\*”, “invasive species”, “exotic species”, “non-native species”, “introduced species”, resultou no registro de cerca de 10 mil artigos sobre invasões biológicas publicados de 1960 até 2011.

A simples introdução de uma espécie não garante o seu estabelecimento no novo ambiente (Kolar & Lodge 2001; Blackburn *et al.* 2009). Para que as espécies introduzidas se estabeleçam, estas precisam passar por estágios que garantam sua viabilidade populacional (Heger & Trepl 2003). Assim, somente uma parte das espécies introduzidas se estabelece, e uma parte menor causa impactos ecológicos (Williamson & Fitter 1996). Para avaliar os fatores associados ao sucesso de estabelecimento de espécies, quatro abordagens principais são utilizadas:

(i) A análise da pressão de propágulos (i.e. o número de eventos de introdução e quantidade de indivíduos introduzidos) é considerada um dos principais fatores relacionados ao sucesso de estabelecimento (Lockwood *et al.* 2005). Os estudos visam entender quais são os fatores associados ao fluxo de espécies da região nativa (doadora) para a invadida (receptora), os fatores que determinam o número de propágulos que chegam ao novo ambiente e como estes estão relacionados ao sucesso ou falha no estabelecimento de espécies. De modo geral, a principal importância da pressão de propágulos é proporcionar maior variabilidade genética e maior tamanho populacional efetivo para fazer frente às extinções estocásticas (Simberloff 2009).

(ii) A análise da relação filogenética entre a comunidade invadida e os organismos invasores. Duas possibilidades de relação são prováveis (Proches *et al.* 2007): a atração filogenética ou a repulsão filogenética (também conhecida como Hipótese de Naturalização de Darwin). No primeiro caso, é esperado que as espécies não nativas se estabelecessem mais facilmente em comunidades dominadas por espécies filogeneticamente próximas. Tal perspectiva se deve à possibilidade das espécies não nativas apresentarem pré-adaptações às condições e recursos locais. Já a hipótese de Naturalização de Darwin prediz o padrão oposto, ou seja, as espécies não nativas se estabelecem com maior facilidade em comunidades que apresentam espécies filogeneticamente distantes. Neste caso, o menor nível de parentesco estaria relacionado a uma menor sobreposição no uso de recursos com as espécies nativas (o que diminuiria a competição). Além disso, haveria uma menor chance de infecção por parasitas e uma maior probabilidade da existência de papéis funcionais não ocupados nas comunidades (Proches *et al.* 2007).

(iii) A análise das características dos ambientes invadidos. Algumas comunidades apresentam grande número de espécies não nativas estabelecidas (Lonsdale 1999). Provavelmente, esses ambientes apresentam uma série de características que conferem uma maior susceptibilidade à invasão. Dentre estas, as seguintes podem ser destacadas: a semelhança climática entre os ambientes invadidos e nativos (Peterson 2003), impactos prévios sobre as comunidades nativas que aumentam a susceptibilidade a invasões (Byers 2002), a não adaptação das espécies nativas aos novos padrões de competição e predação em um ambiente alterado (Cox & Lima 2006).

(iv) A análise das características biológicas das espécies invasoras que fazem com que algumas espécies não nativas tenham uma alta capacidade de se estabelecerem em novos ambientes. Características como a alta capacidade reprodutiva (Davis 2005), a grande amplitude de tolerâncias às condições ambientais (Shea & Chesson 2002), o cuidado parental (Drake 2007), o estabelecimento de interações positivas entre invasoras (Simberloff & Von Holle 1999) ou entre essas e espécies nativas (Rodriguez 2006) são importantes para a predição do sucesso de estabelecimento.

A introdução de espécies está intimamente ligada a fatores econômicos. Assim, atividades produtivas são às maiores incentivadores de introduções (Perrings *et al.* 2005). Exemplo emblemático é a aquicultura que é considerada como uma das principais atividades responsáveis por introduções de espécies não nativas no Brasil e no mundo (Naylor 2001;

Casal 2006; Vitule 2009). O incentivo para a produção de pescado é uma atividade econômica que visa contrapor a decrescente oferta de recursos pesqueiros. Em ecossistemas continentais de água doce, esse decréscimo de biomassa na pesca se deve principalmente à construção de reservatórios que resulta na substituição de espécies de grande porte (em geral, migradoras e de maior valor econômico) por aquelas menores e de baixo valor comercial (Agostinho *et al.* 1999; Hoeninghaus *et al.* 2009).

Foram avaliadas as características biológicas associadas ao estabelecimento de espécies não nativas e a uma política de incentivo a produção aquícola no Brasil. Primeiramente inquerimos se as espécies não nativas possuem maiores tamanhos corporais nos ambientes invadidos do que nativos. Há evidências empíricas de que as espécies possuem maior tamanho corporal nos ambientes invadidos (Blanchet *et al.* 2010). Seguindo a mesma temática, foram estudados os padrões de interações entre espécies não nativas e nativas. Para isso, foi estudado o padrão de infecção de *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Platyhelminthes, Digenea), um parasito que pode causar cegueira em seus hospedeiros e tem aumentado a sua incidência da assembléia de peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná. Finalmente, foi avaliado o Projeto de Lei 5989/09 que pretende flexibilizar leis ambientais sobre o uso dos reservatórios para a produção aquícola, com incentivo a produção de peixes não nativos em reservatórios de todo o Brasil.

Impactos ambientais, disseminação de doenças, demanda crescente para produção de pescado associados a uma “cegueira” institucional potencializam um ciclo vicioso que tende a intensificar impactos sobre as assembléias de peixes. Dessa forma, é urgente avaliar todas essas questões para estabelecer os cenários e medidas de manejo que conciliem busílis de aumento da oferta de recursos pesqueiros diante das intensificações dos impactos sobre as comunidades biológicas.

## **REFERÊNCIAS**

Agostinho A.A., Miranda L.E., Bini L.M., Gomes L.C., Thomaz S.M., & Suzuki H.I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: *Theoretical reservoir ecology and its applications* (ed: Tundisi, J.G. & Straskraba, M.) IIE Editora, São Carlos, pp. 227 - 265.

- Blackburn T.M., Pysek P., Bacher S., Carlton J.T., Duncan R.P., Jarosik V., Wilson J.R.U., Richardson D.M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26 (7), 333-339.
- Blanchet S., Grenouillet G., Beauchard O., Tedesco P.A., Leprieur F., Dürr H., Busson F., Oberdorff T. & Brosse S. (2010). Non-native species disrupt the worldwide patterns of freshwater fish body size: implications for Bergmann's rule. *Ecology Letters*, 13, 421-431.
- Byers J.E. (2002). Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos*, 97, 449-458.
- Casal C.M.V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8, 3-11.
- Cox J. G. & Lima S. L. (2006). Naiveté and aquatic-terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends in Ecology and Evolution* 21(12): 674-680.
- Davis H.G. (2005). r-Selected traits in an invasive population. *Evolutionary Ecology*, 19, 255-274.
- Drake J.M. (2007). Parental investment and fecundity, but not brain size, are associated with establishment success in introduced fishes. *Functional Ecology*, 21, 963-968.
- Gurevitch J. & Padilla D.K. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 470-474.
- Heger T. & Trepl L. (2003). Predicting biological invasions. *Biological Invasions*, 5, 313-321.
- Hoeinghaus D.J., Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M., Okada E.K., Latini J.D., Kashiwaqui E.A.L. & Winemiller K.O. (2009). Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23, 1222-1231.
- Kolar C.S. & Lodge D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 199-204.
- Lockwood J.L., Cassey P. & Blackburn T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 223-228.

- Lonsdale W.M. (1999). Global patterns of plant invasions and concept of invasibility. *Ecology*, 80, 1522-1536.
- Naylor RL, Williams SL & Strong DR. (2001). Aquaculture – a gateway for exotic species. *Science*, 294: 1655-1656.
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Williamson M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. & Goldwasser L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3-19.
- Perrings C., Dehnen-Schmutz K., Touza J. & Williamson M. (2005). How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 212-215.
- Peterson A.T. (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology*, 78, 419-433.
- Pimentel D., McNair S., Janecka J., Wightam J., Simmonds C., O'Connell C., Wong R., Russel L., Zern J., Aquino T. & Tsomond T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84, 1-20.
- Proches S., Wilson J.R.U., Richardson D.M. & Rejmánek M. (2008). Searching for phylogenetic pattern in biological invasions. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 5-10.
- Rodriguez L.F. (2006). Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, 8, 927-938.
- Shea K. & Chesson P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 170-176.
- Simberloff D. (2009). The role of propagule pressure in biological invasions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 40, 81-102.
- Simberloff D. & Von Holle B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1, 21-32.

Vitule J.R.S. (2009). Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4, 111-122.

Williamson M. & Fitter A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77, 1661-1666.

## **2 AS ESPÉCIES NÃO NATIVAS SÃO MAIORES NAS REGIÕES INVADIDAS?**

### **RESUMO**

Existe uma tendência que as espécies não nativas possuam maior tamanho corporal nas regiões não nativas do que em suas regiões nativas. Essa tendência pode ser atribuída a uma menor pressão de inimigos naturais e/ou decréscimo de interações competitivas. Adicionalmente, a mesma tendência pode ser resultado de ações humanas que sistematicamente selecionam e introduzem indivíduos grandes. Para a maior parte das invasões é difícil separar as influências ecológicas e humanas sobre o tamanho corporal das espécies não nativas. Nós analisamos um evento de introdução de espécies não nativas devido ao fim de uma barreira geográfica, o que nos permitiu controlar a influência humana direta sobre a introdução de espécies. Além disso, nós também avaliamos o tamanho corporal dos peixes com grande distribuição geográfica que nos permite uma segunda forma de controle. As espécies não nativas tiveram um maior tamanho corporal em suas regiões nativas do que invadidas. Provavelmente, a diferença na qualidade do habitat entre as regiões foi responsável por essa diferença. Nosso resultado mostrou a importância das condições ambientais sobre o tamanho corporal das espécies. Para nós, isso é um forte indicativo que hipóteses que as espécies não nativas tem maiores tamanhos corporais nos habitats invadidos é, no mínimo, uma hipótese incompleta.

**Palavras-chave:** invasões biológicas, tamanho corporal, planície de inundação do Alto rio Paraná, experimentos naturais.

## 2.1 INTRODUÇÃO

O sucesso no estabelecimento de espécies não nativas é determinado por fatores ambientais, biológicos e antrópicos que agem em sinergia (Shea & Chesson 2002; Thuiller *et al.* 2006). Como são muitos os fatores intervenientes, uma importante questão associada às invasões biológicas é determinar características comuns às espécies não nativas e aos ambientes invadidos e, a partir delas, estabelecer medidas efetivas de prevenção, manejo e controle das espécies não nativas (Forsyth *et al.* 2004; Ruensink 2005).

O tamanho corporal é uma importante característica dos organismos e está relacionado com diferentes processos fisiológicos e ecológicos, tais como taxas metabólicas (Brown *et al.* 2004), padrões de distribuição e abundância (White *et al.* 2007), posições tróficas das espécies (Woodward & Warren 2007) e susceptibilidade à extinção (Olden *et al.* 2007). No contexto de invasões biológicas, há uma tendência - independente do grupo taxonômico - que as espécies não nativas apresentem maiores tamanhos corporais nas regiões invadidas quando comparadas às regiões nativas (Blossey & Nötzold 1995; Roy *et al.* 2002; Grosholz & Ruiz 2003; Leger & Rice 2003; Ebeling *et al.* 2008; Darling *et al.* 2011 mas para críticas a esses argumentos veja Thébaud & Simberloff 2001; Miller *et al.* 2002; Vilà *et al.* 2005).

Para a maioria dos estudos de estabelecimento de espécies não nativas é difícil separar o efeito ecológico (liberação de inimigos naturais, relação positiva entre tamanho corporal e taxas de dispersão, incremento da capacidade competitiva) do componente antrópico, que seleciona e introduz os maiores indivíduos das espécies de interesse (Miller *et al.* 2002). Essa separação entre as fatores ecológicos e antrópicos é ainda mais difícil para espécies de interesse de cultivo, pois há seleção de grandes indivíduos para a introdução o que cria um viés de amostragem o que pode confundir a interpretação dos resultados (Miller *et al.* 2002, Colautti *et al.* 2006). As condições ambientais são outros fatores que também podem influenciar o tamanho corporal das espécies, mas que ainda são pouco explorados. Por exemplo, a menor disponibilidade de recursos pode ser uma força de seleção para menores tamanhos corporais individuais e, conseqüentemente, a um menor tamanho médio da comunidade (Brown & Sibly 2006). Essas possibilidades são negligenciadas nas explicações sobre a diferença no tamanho corporal entre os indivíduos de uma espécie em regiões nativas e não nativas, e que são baseadas apenas na influência de interações negativas (p.e.

competição, parasitismo, predação) na determinação do tamanho corporal (veja Torchin *et al.* 2001; Grosholz & Ruiz 2003).

Fica evidente que é difícil dissociar o efeito do componente ecológico (i.e. características das regiões invadidas e das espécies invasoras) daquele exercido pelo componente humano (i.e. seleção e introdução de grandes indivíduos) sobre os padrões do tamanho corporal. Dessa forma, é necessária a realização de estudos comparativos que contemplem o maior número de espécies para avaliar a plausibilidade dessas influências e quão diferentes são os atributos das espécies não nativas (p.e. tamanhos corporal) em suas regiões nativas e não nativas (van Kleunen *et al.* 2011).

Alguns eventos de introdução e estabelecimento de espécies não nativas podem funcionar como experimentos não programados (Sax *et al.* 2007), controlando de forma não programada parte dessas influências. Eventos de introdução de espécies decorrentes do fim de barreiras biogeográficas, como devido à construção de um reservatório, permitem avaliar as diferenças nas características biológicas (e.g. tamanho corporal) sem influência humana direta na seleção dos indivíduos introduzidos. Dado que estes podem simplesmente mover pela diferentes seções do rio outrora separadas. Dessa forma, podemos apenas mensurar o “componente ecológico” da variação do tamanho corporal entre as regiões nativa e não nativa. Além disso, o compartilhamento de espécies nativas de duas regiões biogeográficas (no caso a região receptora e doadora) permite uma segunda forma de controle, pois se o “*status*” de não nativo for um importante fator que confira sucesso ecológico na região não nativa (por exemplo, devido à ausência de inimigos naturais) é esperado que as espécies não nativas tenham respostas diferenciadas quando comparadas às espécies nativas das duas regiões.

Considerando as questões levantadas acima, o pretendemos responder os seguintes questionamentos: (i) existe diferença no tamanho corporal das espécies não nativas entre a região não nativa e nativa? (ii) as diferenças no tamanho corporal de espécies nativas comuns aos sistemas doador e receptor mostram padrões similares ou distintos às espécies não nativas? Ao contrário de nossas expectativas, as espécies não nativas apresentam maiores tamanhos corporais na região nativa. Além disso, as espécies nativas comuns às duas regiões estudadas apresentaram a mesma tendência.

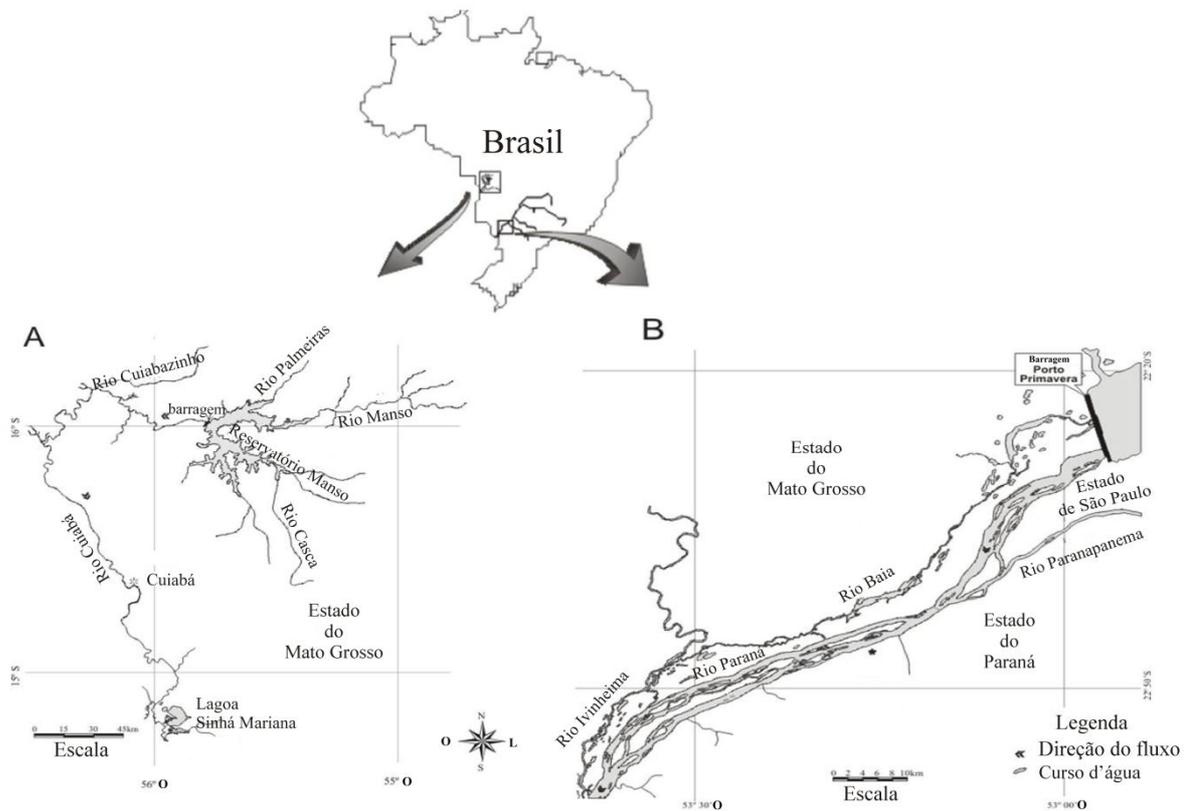
## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Áreas de Estudo

Nós utilizamos dados de provinentes de duas regiões: a bacia do Alto rio Cuiabá (ARC) e planície de inundação do Alto rio Paraná. A bacia do Alto rio Cuiabá (ARC), localizada no estado do Mato Grosso (Brasil), possui uma área total de aproximadamente 29.162 km<sup>2</sup>. Seu principal afluente é o rio Manso, que possui uma área de drenagem de aproximadamente 11.000 km<sup>2</sup> (Figura 1A). O rio Cuiabá drena uma extensa área até a confluência com o rio Paraguai, no Pantanal Norte. O rio Paraguai, por sua vez, é um dos principais afluentes do Baixo rio Paraná. Não existe no curso do rio Paraguai qualquer barreira natural que isole geograficamente os trechos inferior e superior.

O Alto rio Paraná possui uma área de 880.000 km<sup>2</sup>, drenando mais de 10% do território brasileiro (Agostinho *et al.* 2007). Nesta bacia, o trecho remanescente da planície de inundação (PIARP) está localizado entre a barragem de Porto Primavera e reservatório de Itaipu, com uma extensão de aproximadamente 230 km, que representa cerca da metade da extensão da planície original (Figura 1B) (Agostinho *et al.* 2004). Uma vez que a PIARP é a última área do rio Paraná livre de barragens, esta área é de extrema importância ecológica, pois mantém processos ecológicos e condições ambientais similares às condições prístinas (Hoeinghaus *et al.* 2009). Mais detalhes sobre o sistema podem ser encontrados em Thomaz *et al.* (2004).

Essas duas regiões apresentam condições interessantes para o estudo de processos de invasões biológicas. A primeira delas é que essas regiões compartilham pelos menos 45 espécies, estas pertencentes diferentes famílias, possuem diferentes estratégias de vida e exploram diferentes recursos alimentares. Dessas, 15 são não nativas e estabelecidas para PIARP e nativas da bacia do rio Cuiabá (Tabela S1, ver material suplementar). Muitas dessas espécies não nativas são atualmente abundantes e constituem um importante recurso pesqueiro para a região (Hoeinghaus *et al.* 2009). As demais 30 espécies são nativas para as duas regiões. Não há registros de espécies não nativas do Alto rio Cuiabá que sejam nativas no Alto rio Paraná. Uma barreira natural (Salto de Sete Quedas, na fronteira entre Brasil e Paraguai) separava a província ictiológica do Alto rio Paraná do restante da bacia Paraná-Paraguai até que a formação do reservatório de Itaipu, em 1982, que a inundou, permitindo a invasão de espécies do Baixo rio Paraná (Júlio-Júnior *et al.* 2009).



**Figura 1** Regiões de estudo apresentadas em destaque. Em (A) o Alto rio Cuiabá (Cuiabá) com destaque ao reservatório de Manso e a formação do rio Cuiabá (confluência entre os rios Manso e Cuiabazinho) e seu curso até o Pantanal Norte (Baía de Sinhá Mariana). Em (B) a Planície de Inundação do Alto rio Paraná (Paraná). Em destaque temos a Barragem de Porto Primavera a montante da planície de inundação e rio Paraná com os seus principais afluentes desse trecho os rios Ivinhema e Baía.

## 2.2.2 Banco de dados

### 2.2.2.1 Tamanho corporal

Compilamos os dados das espécies de peixes comuns às duas regiões para o período de 2000 a 2004 dos bancos de dados do Nupélia/Universidade Estadual de Maringá, sendo aqueles da planície de inundação do Alto rio Paraná foram obtidos durante a execução do projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq – SÍTIO 6). Já os dados da bacia do Alto rio Cuiabá, foram obtidos do projeto “Biologia pesqueira e pesca na área de influência da APM MANSO” apoiado por Furnas Centrais Elétricas.

O esforço de pesca igual entre as áreas permitiu o controle de vieses de amostragem e constituiu basicamente tanto de processos passivos de captura (rede de espera e espinhel) quanto de processos ativos (arrastos e pesca a vara). As maiores capturas foram obtidas com redes de espera de malhagens que variaram de 2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 12; 14 e 16 cm, entre nós opostos. Estes aparelhos de pesca ficaram expostos por períodos de 24h, com despescas ao amanhecer (8h:00 min), entardecer (16h:00 min) e à noite (22h:00 min). As redes de arrasto com 20 m de comprimento e malha 0,5 cm foram operadas na região litorânea dos ambientes lênticos durante o período da noite e da manhã. Os espinhéis foram operados apenas nos ambientes lóticos, sendo iscados com isca viva ao entardecer e revistados durante a manhã seguinte. Em ambos os estudos os indivíduos capturados foram levados para o laboratório, onde foram medidos (comprimento padrão e total – ambos em centímetro), pesados (gramas) e depois eviscerados para classificação e pesagem de gônadas e estômagos.

#### 2.2.2.2 *Condições ambientais*

Dados de temperatura, transparência da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH foram coletados concomitantemente à amostragem de peixes. Adicionalmente, nós compilamos outras variáveis relacionadas com a produtividade do sistema, como concentrações de fósforo, fosfato, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e turbidez para os dois sistemas estudados no mesmo período temporal. Para a planície de inundação do Alto rio Paraná, nós obtemos os dados limnológicos do banco de dados do PELD/CNPq. Já para o Alto rio Cuiabá, nós compilamos as informações das mesmas variáveis da Agência Nacional de Águas (ANA 2011). Para cada região, obtemos informações limnológicas de 10 pontos de amostragem.

#### 2.2.3 Análises estatísticas

Selecionamos para as análises do tamanho corporal somente para as espécies com mais de 20 indivíduos amostrados por regiões estudadas. Dessa forma, 37 espécies foram analisadas, sendo 12 não nativas para a planície de inundação do Alto rio Paraná e 25 nativas para as duas regiões. Antes das análises, as variáveis quantitativas: o peso (W) e o

comprimento padrão (L) foram transformados em logaritmos da base 10 para atender o pressuposto linearidade.

Para testar a hipótese de maior tamanho corporal na região invadida utilizamos uma análise de covariância (ANCOVA) (García-Berthou 2001; Sokal & Rohlf 2012;). Para essa análise, o peso (em gramas) foi a variável resposta, enquanto que as variáveis explanatórias quantitativa (covariável) e categórica foram comprimento padrão ( em centímetros) e a região (com dois níveis: Paraná e Cuiabá), respectivamente. A priori efetuamos o teste de diferença do paralelismo (homogeneidade dos coeficientes angulares). Nos casos em que a hipótese de paralelismo foi rejeitada não efetuamos o teste da diferença no tamanho corporal. Quando a hipótese de paralelismo foi aceita, testamos a diferença no tamanho corporal das espécies entre as regiões por meio da comparação de médias ajustadas (Sokal & Rohlf 2012).

Primeiramente calculamos a média anual das variáveis ambientais para controlarmos o efeito temporal. Em seguida, efetuamos a padronização dos dados e testamos a diferença entre às condições ambientais através de uma Análise Variância Multivariada não paramétrica (PERMANOVA, Anderson 2001). Utilizamos a distância euclidiana na construção de uma matriz de dissimilaridade e  $10^3$  permutações para o cálculo da significância estatística. Para mostrar quais são as variáveis que mais contribuíram para a diferenciação entre os locais foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com base na matriz de distância Euclidiana padronizadas. Performamos as ANCOVAs no Statistica 7.0, e a PERMANOVA foi feita no programa R. Para todos os testes, foi adotado um nível de significância 5% ( $P=0,05$ ).

## 2.3 RESULTADOS

Um total de 26.613 indivíduos foi amostrado na planície de inundação do Alto rio Paraná (PIARP), enquanto 85.616 indivíduos foram coletados no Alto rio Cuiabá (ARC). Considerando somente as espécies não nativas foram coletados 34.904 indivíduos, destes 14.104 na PIARP e o restante no ARC (20.800). Já as espécies nativas comuns às duas regiões somaram um total de 77.325 indivíduos, das quais 12.509 (17%) foram capturadas na PIARP e 64.816 (83%) na bacia do ARC. A classificação taxonômica e outras informações das espécies amostradas são apresentadas na Tabela 1 do material suplementar que acompanha esse capítulo.

Das 37 espécies estudadas, 21 apresentaram interação significativa entre o fator região e a covariável comprimento padrão (Tabela 2 e Figuras 1 e 2 do material suplementar). Esse resultado indica que os coeficientes angulares das relações entre peso e comprimento diferiram entre as regiões. Para essas espécies, as diferenças das médias ajustadas (peso corpórea considerando um dado comprimento) entre as regiões não são constantes, com provável diferença de qualidade do habitat para as espécies dado a sua classe etária. Portanto, a falta de paralelismo já é um resultado suficiente para refutar a hipótese inicial desse estudo.

**Tabela 1** Espécies não nativas (NN) e nativas (N) para as quais a hipótese de paralelismo (homogeneidade dos coeficientes angulares) foi rejeitada. As espécies foram classificadas de acordo com suas guildas funcionais (Equilíbrio=Equi, Oportunista=Opo, Periódico=Per) e guildas tróficas (Detritívoro=Det, Insetívoro=Ins, Invertívoro=Inv, Onívoro=Oni, Piscívoro=Pis). As classificações em guildas reprodutivas e tróficas segue Suzuki *et al.* (2004) e Corrêa (2008), respectivamente.

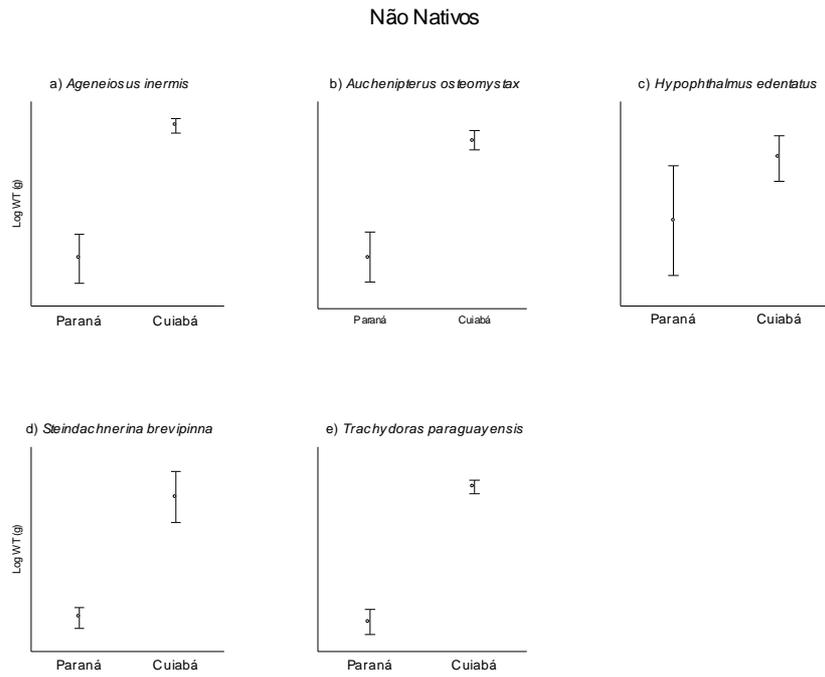
Espécies	Guildas	Status	<i>F</i>	<i>gl</i>	<i>P</i>	Figuras
<i>Catathyridium jenynsii</i>	Opo-Pis	NN	15,13	232	<0,001	fig 2a
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Equ-Det	NN	224,73	7529	<0,001	fig 2b
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Equ-Oni	NN	190,56	2450	<0,001	fig 2c
<i>Pimelodus ornatus</i>	Opo-Oni	NN	6,29	139	0,013	fig 2d
<i>Pterodoras granulosus</i>	Per-Oni	NN	9,74	1563	0,002	fig 2e
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Equ-Pis	NN	952,84	11435	<0,001	fig 2f
<i>Sorubim lima</i>	Per-Pis	NN	40,09	563	<0,001	Fig 2g
<i>Apareiodon affinis</i>	Opo-Det	N	190,82	13279	<0,001	fig 3a
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Opo-Inv	N	156,19	9784	<0,001	fig 3b
<i>Characidium zebra</i>	Opo-Inv	N	22,98	997	<0,001	fig 3c
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Equ-Ins	N	6,47	1343	0,011	fig 3d
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Equ-Ins	N	17,82	86	<0,001	fig 3e
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Opo-Her	N	4,68	7119	0,031	fig 3f
<i>Leporinus friderici</i>	Opo-Oni	N	18,22	4098	<0,001	fig 3g
<i>Leporinus obtusidens</i>	Per-Oni	N	7,16	303	0,008	fig 3h
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Opo-Ins	N	127,32	2739	<0,001	fig 3i
<i>Pimelodus maculatus</i>	Per-Oni	N	9,11	4603	0,003	fig 3j
<i>Prochilodus lineatus</i>	Per-Det	N	139,04	3770	<0,001	fig 3k
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Per-Pis	N	181,38	2233	<0,001	fig 3l
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Equ-Inv	N	39,98	3433	<0,001	fig 3m
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Equ-Pis	N	10,77	2066	0,01	fig 3n

A hipótese do paralelismo foi aceita para 16 espécies (Tabela 2). Para essas espécies foi testada a hipótese nula de que as médias ajustadas não diferem entre as regiões. Cinco espécies não nativas apresentaram médias ajustadas significativamente maiores no Alto rio Cuiabá (região nativa) (Tabela 2, Figura 2). O mesmo padrão de maiores médias para região

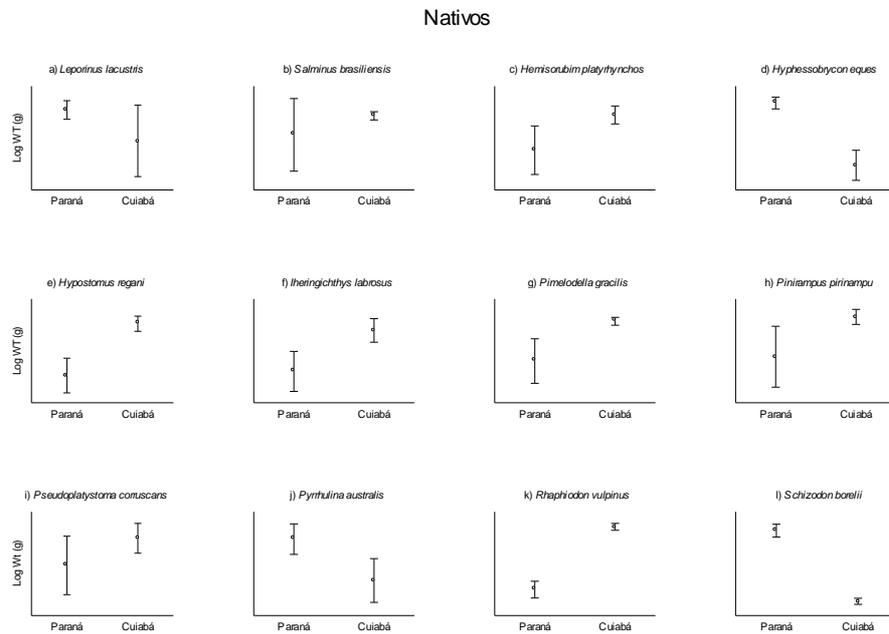
do Alto rio Cuiabá se manteve para as demais espécies nativas nas duas regiões (Tabela 2, Figura 3). Apenas *Leporinus lacustris* (Figura 3a) e *Salminus brasiliensis* (Figura 3b), ambas nativas de ampla distribuição não apresentaram diferenças significativas no tamanho corporal entre as regiões estudadas (Tabela 2). Três espécies (*Hyphessobrycon eques*, *Pyrrhulina australis* e *Schizodon borelli*) nativas das duas regiões estudadas apresentaram maiores médias ajustadas na planície de inundação do Alto rio Paraná (Figuras 3d, j, l; respectivamente).

**Tabela 2** Resultados da ANCOVA comparando a massa corpórea média ajustada de espécies não nativas (NN) e nativas (N). A hipótese de paralelismo (homogeneidade dos coeficientes angulares) foi aceita para todas as espécies listadas. As espécies foram classificadas de acordo com suas guildas funcionais (Equilíbrio=Equi, Oportunista=Opo, Periódico=Per) e guildas tróficas (Detritívoro=Det, Insetívoro=Ins, Invertívoro=Inv, Onívoro=Oni, Piscívoro=Pis). As classificações em guildas reprodutivas e tróficas seguem Suzuki *et al.* (2004) e Corrêa (2008), respectivamente.

Espécies	Guildas	Status	F	gl	P	Figura
<i>Ageneiosus inermis</i>	Equ-Pis	NN	219,09	332	<0,001	Fig 2a
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	Equ-Inv	NN	149,35	3493	<0,001	Fig 2b
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	Opo-Pla	NN	9,14	378	0	Fig 2c
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Opo-Det	NN	71,139	1236	<0,001	Fig 2d
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	Opo-Inv	NN	321,2	2387	<0,001	Fig 2e
<i>Leporinus lacustris</i>	Opo-Her	N	3,39	976	0,06	Fig 3a
<i>Salminus brasiliensis</i>	Per-Pis	N	1,82	1926	0,18	Fig 3b
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Per-Pis	N	12,3	963	<0,001	Fig 3c
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Opo-Her	N	95,87	1653	<0,001	Fig 3d
<i>Hypostomus regani</i>	Equ-Ins	N	66,02	1652	<0,001	Fig 3e
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Opo-Inv	N	19,81	1355	<0,001	Fig 3f
<i>Pimelodella gracilis</i>	Opo-Ins	N	20,49	4336	<0,001	Fig 3h
<i>Pinirampus pirinampu</i>	Per-Pis	N	10,82	433	0,001	Fig 3i
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Per-Pis	N	4,39	616	0,04	Fig 3j
<i>Pyrrhulina australis</i>	Opo-Her	N	15,97	182	<0,001	Fig 3k
<i>Schizodon borelii</i>	Opo-Her	N	377,3	4268	<0,001	Fig 3l

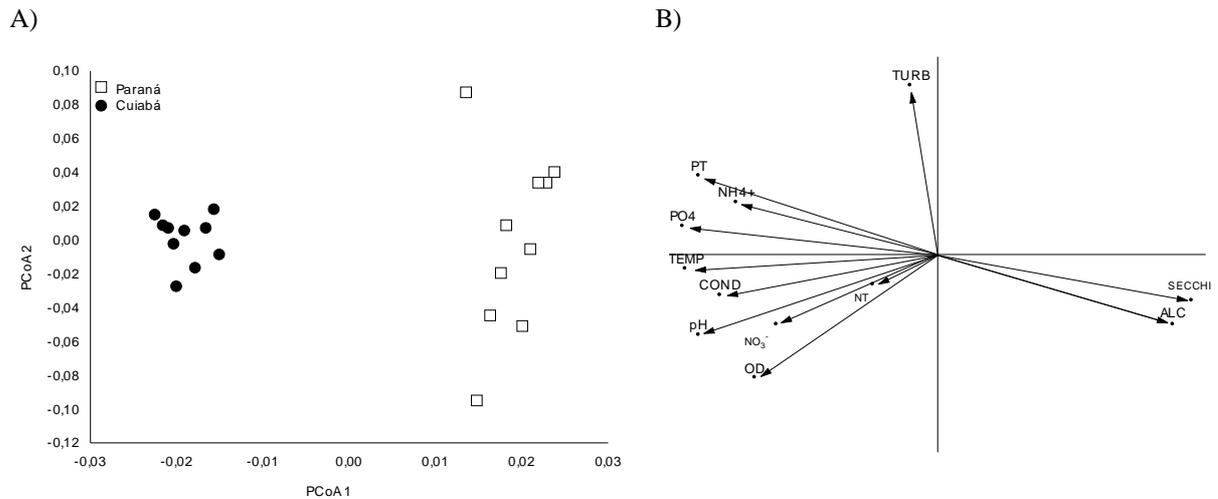


**Figura 2** Médias ajustadas ( $\pm$  IC<sub>95%</sub>) do peso de espécies não nativas na planície de Inundação do Alto rio Paraná (Paraná - região invadida) e o Alto rio Cuiabá (Cuiabá - região nativa).



**Figura 3** Médias ajustadas ( $\pm$  IC<sub>95%</sub>) do peso de espécies nativas de ampla distribuição. A planície de Inundação do Alto rio Paraná (Paraná - região invadida) e o Alto rio Cuiabá (Cuiabá - região nativa).

Existiu diferença significativa nas condições ambientais entre as duas regiões ( $F=25,12$  e  $P<0,001$ ). As duas primeiras coordenadas principais explicam 81,75% da variação total dos dados e mostraram diferenças conspícuas entre as regiões (Figura 4). As variáveis ambientais profundidade do disco de Secchi, concentrações de fosfato, íons amônio e fósforo total foram aquelas que mais contribuíram para diferenciação das regiões. A profundidade do disco de Secchi foi aproximadamente sete vezes maior na região PIARP do que ARC. Por outro lado, as concentrações de nutrientes apresentaram relação inversa com maiores valores no ARC (ver Tabela 3).



**Figura 4** Escores derivados (A e B) de uma Análise de Coordenadas Principais aplicada aos dados ambientais da planície de inundação do Alto rio Paraná (região invadida) e do Alto rio Cuiabá (região nativa). Alcalinidade (ALC), condutividade elétrica (COND), fosfato ( $\text{PO}_4^-$ ), fósforo total (PT), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrogênio total (NT), oxigênio dissolvido (OD), potencial de hidrogênio (pH), temperatura da água (TEMP), transparência (Secchi) e turbidez (TURB).

**Tabela 3** Valores médios ( $\pm$  desvios-padrão entre parênteses) das variáveis ambientais coletadas na região da planície de inundação do Alto rio Paraná e Alto rio Cuiabá entre 2000-2004.

	Unidades	Paraná	Cuiabá
Alcalinidade (ALC)	(mEq/L)	243,1 (76,39)	38,59(10,70)
Condutividade elétrica (COND)	$\mu\text{S/cm}$	43,0 (10,97)	85,0 (19,10)
Fosfato ( $\text{PO}_4^-$ )	$\mu\text{g/L}$	7,2 (2,97)	36,2 (6,73)
Fósforo Total (PT)	$\mu\text{g/L}$	50,4 (29,23)	145,2 (21,67)
Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )	$\mu\text{g/L}$	64,6 (42,06)	103,1 (12,95)
Nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )	$\mu\text{g/L}$	18,2 (16,36)	76,3 (41,84)
Nitrogênio total (NT)	$\mu\text{g/L}$	411,7 (140,7)	358,0 (61,28)
Oxigênio Dissolvido (OD)	$\mu\text{g/L}$	5,8 (0,92)	6,9 (0,35)
pH		6,6 (0,32)	7,5 (0,12)
Temperatura da água (TEMP)	$^\circ\text{C}$	25,0 (0,68)	27,9 (0,29)
Transparência (SECCHI)	Cm	318,5 (50,43)	43,1 (7,13)
Turbidez (TURB)	NTU	17,8 (12,43)	19,4 (2,99)

## 2.4 DISCUSSÃO

O evento de invasão da planície de inundação do Alto rio Paraná pelas espécies do baixo rio Paraná (Júlio-Júnior *et al.* 2009) pode ser considerado um experimento não programado, permitindo isolar o efeito humano direto de seleção e introdução e assim explorar o efeito puramente ecológico do processo de invasão sobre o padrão de tamanho corporal dos peixes não nativos. A hipótese de que as espécies apresentam maiores tamanhos corporais nas regiões invadidas tem sido testada em diversos estudos com diversos grupos taxonômicos (Roy *et al.* 2002; Grosholz & Ruiz 2003; Leger & Rice 2003; Darling *et al.* 2011). Essa hipótese é baseada, por exemplo, na premissa de que a menor competição e a ausência de inimigos naturais teria como resultado um incremento do tamanho dos indivíduos, pois há um conflito funcional (mecanismo de *trade off*) entre investimento em crescimento e investimento em defesa (Blossey & Nötzold 1995). No entanto, os resultados obtidos não apresentaram evidências que sustentam essa hipótese. Em geral, nossos resultados coadunam com aqueles obtidos por estudos que também não encontraram a relação proposta (Thébaud & Simberloff 2001; Miller *et al.* 2002; Vilà *et al.* 2005).

A interação entre a região e o comprimento padrão, detectada para a maior parte das espécies analisadas, indica que as taxas de aumento do peso em função do aumento do comprimento padrão diferiram entre as regiões. Por si só, esse resultado sugere que não há evidências de que espécies não nativas foram consistentemente maiores ao longo de seu ciclo de vida em regiões invadidas. O teste da hipótese deve considerar a maior amplitude possível de comprimento padrão (como um substituto para faixa etária), caso contrário a corroboração ou refutação da hipótese não pode ser generalizada. Em outras palavras, para corroboração da hipótese, as espécies não nativas deveriam apresentar maiores tamanhos corporais na região não nativa para as diferentes classes etárias das populações, o que não ocorreu.

A resposta similar do tamanho corporal da maioria das espécies nativas de ampla distribuição e de todas não nativas (i.e. menor tamanho na região invadida) é um indicativo da importância de fatores físicos e químicos do ambiente, que em conjunto com possíveis interações interespecíficas, estariam relacionadas com as diferenças de tamanho. Thébaud & Simberloff (2001) indicaram a diferença nas condições ambientais como uma hipótese alternativa a do escape de inimigos. Esses autores apontam também, para a necessidade de incluir espécies nativas em estudos que façam a comparação recíproca do tamanho corporal de espécies entre as regiões nativas e não nativas. De fato, as áreas comparadas apresentaram

características físicas e químicas diferentes, sendo essas diferenças consistentes com essa explicação alternativa, ou seja, maior tamanho na região que possuem uma maior concentração de nutrientes. Mostramos que a concentração de alguns nutrientes chega a ser cinco vezes maior no Alto rio Cuiabá (região nativa) do que na planície de inundação do Alto rio Paraná (região invadida) e a transparência da água é maior nessa última região do que na primeira. A construção de barragens a montante da planície inundação do Alto rio Paraná alterou drasticamente as condições limnológicas desse trecho, sendo a alta transparência e as baixas concentrações de nutrientes um resultado evidente da retenção de sedimentos e nutrientes nos trechos superiores da bacia (Agostinho *et al.* 2004a; Roberto *et al.* 2009). É esperado que as diferenças nas concentrações de nutrientes estivessem associadas com diferenças na produtividade (primária e secundária) entre os sistemas e, conseqüentemente, com a quantidade de recursos disponíveis para assembléia de peixes locais. Além disso, a limitação de produtividade pode ser uma pressão de seleção que favorece o decréscimo do tamanho corporal das espécies, sejam estas nativas e não nativas (Brown & Sibly 2006).

A tendência de maiores médias ajustadas de tamanho corporal no rio Paraná envolveu apenas três espécies entre aquelas com ocorrência relevante nos dois sistemas considerados. Chama a atenção o fato de duas serem herbívoras (*S. borelli* e *H. eques*) e que, entre as herbívoras, apenas a espécie *L. lacustris* não seguiu esse padrão, não mostrando, no entanto, diferenças nas médias ajustadas entre os sistemas. Nesse contexto, é relevante o fato de que estudo anterior realizado na planície de inundação do Alto rio Paraná (Abujanra *et al.* 2009) ter constatado que essa guilda foi a única a apresentar correlações positivas e significativas entre a variabilidade de nível do rio e a condição nutricional. Os autores mostraram que as variações frequentes no nível do rio, medido pelo coeficiente de variação anual, atribuídas aos procedimentos operacionais nas barragens a montante visando atender flutuações na demanda de energia, e que propiciam o acesso a áreas marginais com vegetação, especialmente gramíneas. A terceira espécie que se constituiu em exceção à tendência predominante de maior tamanho corporal na bacia do ARC foi *P. australis* que, juntamente com *H. eques*, têm o menor porte entre as capturadas, sendo a maturidade sexual alcançada alguns meses após a eclosão (<2,2 cm; Suzuki *et al.* 2004). Estudos anteriores sugerem que espécies oportunistas, caracterizadas pelo pequeno porte, maturação precoce e alta mortalidade nas fases juvenis, são favorecidas em ambientes com maior variabilidade ambiental (Winemiller 2005; Agostinho *et al.* 2007).

Vários fatores podem atuar de forma sinérgica determinando o sucesso e falha de estabelecimento e com decorrente efeito sobre o tamanho corporal das espécies. Há estudos que sugerem que diferenças na produtividade entre os sistemas não foi um fator limitante para o sucesso de estabelecimento de espécies não nativas (Schröder *et al.* 2009) e que comunidades nativas impactadas por distúrbios são mais susceptíveis ao estabelecimento de espécies não nativas (Marchetti & Moyle 2000). Essa maior susceptibilidade pode estar associada a um maior tamanho corporal das espécies, por exemplo, devido a diminuição da competição interespecífica e ausência de inimigos e consequente aumento do tamanho corporal. Além disso, um estudo experimental mostraram ainda que o maior tamanho corporal está associado com o maior sucesso no estabelecimento, uma vez que há a diminuição do espectro de interações negativas (principalmente predação) com o aumento do tamanho do corpo (Schröder *et al.* 2009). Todavia, como mostrado aqui, tanto espécies não nativas e nativas de ampla distribuição apresentaram respostas similares no tamanho corporal entre regiões e opostas a que a teoria prediz, reforçando hipótese alternativa que as condições ambientais são um importante determinante do tamanho corporal das espécies não nativas (Thébaud & Simberloff 2001).

Há indícios que o próprio processo de invasão seria o responsável pelo vigor das espécies não nativas no ambiente invadido com consequente aumento do tamanho corporal, nesse processo espécies que possuem maior vigor no ambiente nativo seriam aquelas com maior probabilidade de serem introduzidas (Simons 2003). Assim, apenas um viés de amostragem poderia explicar o maior tamanho corporal nas regiões não nativas, sem a necessidade de propor qualquer mecanismo biológico, como ausência de inimigos ou incremento da capacidade competitiva, ou físicos, como diferenças nas condições limnológicas entre os locais. O cenário proposto por Simons (2003) pode ser verossímil para os casos onde há influência antrópica direta ou se existir uma relação positiva entre tamanho corporal e taxa de dispersão. Contudo, mostramos que as espécies não nativas (bem como as nativas de ampla distribuição) são menores na região invadida, sugerindo, portanto, uma maior importância de fatores físicos e químicos do ambiente no tamanho corporal das espécies.

Avaliamos apenas duas regiões, entretanto nós mostramos que, mesmo muito defendida em estudos anteriores, a tendência das espécies apresentarem maior tamanho corporal nas regiões invadidas não pode ser generalizada. Além disso, em conjunto ao teste

desta tendência devemos sempre considerar o efeito das características ambientais, que de modo pronunciado podem afetar o tamanho corporal das espécies.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem ao CNPq pelas bolsas de doutorado e sanduíche do primeiro autor bem como aos grants dos demais autores. Agradecemos também o Prof. Peter Zeilhofer que nos ajudou com dados ambientais do Alto rio Manso, Maria do Carmo Roberto, João Dirço Latini e Harumi Suzuki que prontamente nos disponibilizaram os dados do PELD Paraná. Finalmente, agradecemos aos professores Anderson Oliveira Latini, Edson de Oliveira Fontes, Luiz Carlos Fontes pelas sugestões.

### **REFERÊNCIAS**

- Abujanra, F., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (2009). Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 469 - 479.
- 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 and Hydrobiology*, 4 (3), 255-268.
- Agostinho A.A., Pelicice F.M., Petry A.C., Gomes L.C. & Júlio-Junior H.F. (2007). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10, 174-186.
- Agência Nacional das Águas (2011). Portal da Qualidade das Águas. URL <http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>
- Anderson M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32-46.
- Blossey B. & Nötzold R. (1995). Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, 83, 887-889.

- Brown J.H., Gillooly J.F., Allen A.P., Savage V.M. & West G.B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85, 1771-1789.
- Brown J.H. & Sibly R.M. (2006). Life-history evolution under a production constraint. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 17595-17599.
- Colautti R.I., Grigorovich I.A. & MacIsaac H.J. (2006). Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8, 1023-1037.
- Darling E.S., Green S.J., O'Leary J.K. & Côté I.M. (2011). Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: a comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. *Biological Invasions*, 13, 2045-2051.
- Ebeling S.K., Hensen I. & Auge H. (2008). The invasive shrub *Buddleja davidii* performs better in its introduced range. *Diversity and Distributions*, 14, 225-233.
- Forsyth D.M., Duncan R.P., Bomford M. & Moore G. (2004). Climatic suitability, life-history traits, introduction effort, and the establishment and spread of introduced mammals in Australia. *Conservation Biology*, 18, 557-569.
- García-Berthou E. (2001). On the misuse of residuals in ecology: testing regression residuals vs. the analysis of covariance. *Journal of Animal Ecology*, 70, 708-711.
- Grosholz E.D. & Ruiz G.M. (2003). Biological invasions drive size increases in marine and estuarine invertebrates. *Ecology Letters*, 6, 700-705.
- Hoeninghaus D.J., Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M., Okada E.K., Latini J.D., Kashiwaqui E.A.L. & Winemiller K.O. (2009). Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23, 1222-1231.
- Júlio-Júnior H.F., Dei Tós C., Agostinho A.A. & Pavanelli C.S. (2009). A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*, 7, 709-718.
- Leger E.A. & Rice K.V. (2003). Invasive California poppies (*Eschscholzia californica* Cham.) grow larger than native individuals under reduced competition. *Ecology Letters*, 6, 257-265.

- Marchetti M.P. & Moyle P.B. (2000). Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological Applications*, 11, 530-539.
- Miller A.W., Hewitt C.L. & Ruiz G.M. (2002). Invasion success: does size really matter? *Ecology Letters*, 5, 159-162.
- Olden J.D., Hogan Z.S. & Vander Zanden M.J. (2007). Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 694-701.
- Roberto M.C., Santana N.F. & 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 Biology*, 69, 717-715.
- Roy K., Jablonski D. & Valentine J.W. (2002). Body size and invasion success in marine bivalves. *Ecology Letters*, 5, 163-167.
- Ruensink J.L. (2005). Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conservation Biology*, 19, 1883-1893.
- Sax D.F., Stachowicz J.J., Brown J.H., Bruno J.F., Dawson M.N., Gaines S.D., Grosberg R.K., Hastings A., Holt R.D., Mayfield M.M., O'Connor M.I. & Rice W.R. (2007). Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 466-471.
- Schröder A., Nilsson K.A., Persson L., van Kooten T. & Reichstein B. (2009). Invasion success depends on invader body size in a size-structured mixed predation-competition community. *Journal of Animal Ecology*, 78, 1152-1162.
- Shea K. & Chesson P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 170-176.
- Simons A.M. (2003). Invasive aliens and sampling bias. *Ecology Letters*, 6, 278-280.
- Suzuki H.I., Vazzoler A.E.A.M., Marques, E.E. & Lizama, M.A.P., Inada, P. (2004). Reproductive ecology of the fish assemblages. 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.271-291.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (2012). *Biometry* 4 edn W.H Freeman and Company, New York.

Thébaud C. & Simberloff D. (2001). Are plants really larger in their introduced ranges? *American Naturalist*, 157, 231-236.

Thomaz S.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (2004). *The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.

Thuiller W., Richardson D.M., Rouget M., Proches S. & Wilson J.R.U. (2006). Interactions between environment, species traits, and human uses describe patterns of plant invasions. *Ecology*, 87, 1755-1769.

Torchin, M.E., Lafferty, K.D. & Kuris, A.M. (2001). Release from parasites as natural enemies: increased performance of a globally introduced marine crab. *Biological Invasions*, 3, 333-345.

van Kleunen M., Dawson W., Schlaepfer D., Jeschke J.M. & Fischer M. (2011). Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology Letters*, 13, 947-958.

Vilà M., Maron J.L. & Marco L. (2005). Evidence for the enemy release hypothesis in *Hypericum perforatum*. *Oecologia*, 142, 474-479.

White E.P., Ernest S.K.M., Kerkhoff A.J. & Enquist B.J. (2007). Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 323-330.

Winemiller K. (2005). Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 872-885.

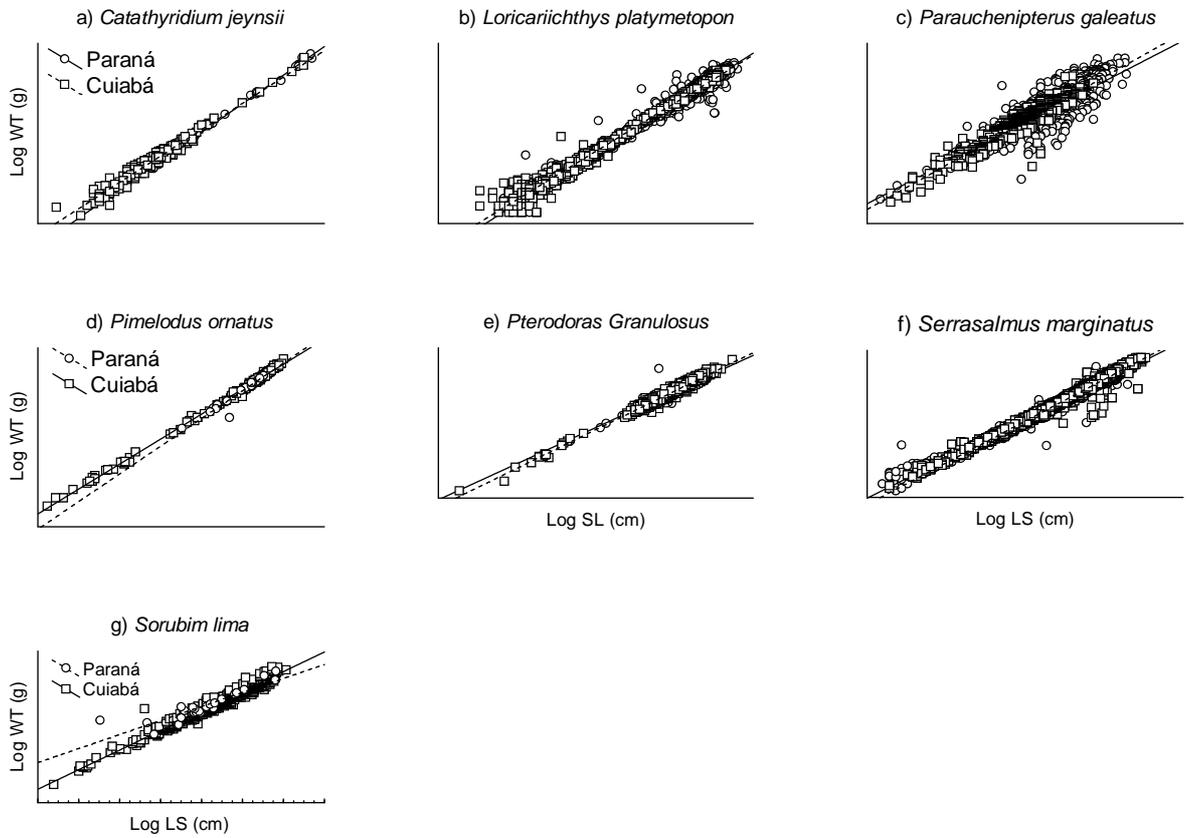
Woodward, G. & Warren, P. (2007). Body size and predatory interactions in freshwaters: scaling from individuals to communities. In: *Body size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems* (ed. Hildrew A.G., Raffaelli D.A & Edmonds-Brown R.) Cambridge University Press, São Paulo, pp 98-118.

## APÊNDICE A – Resultados adicionais

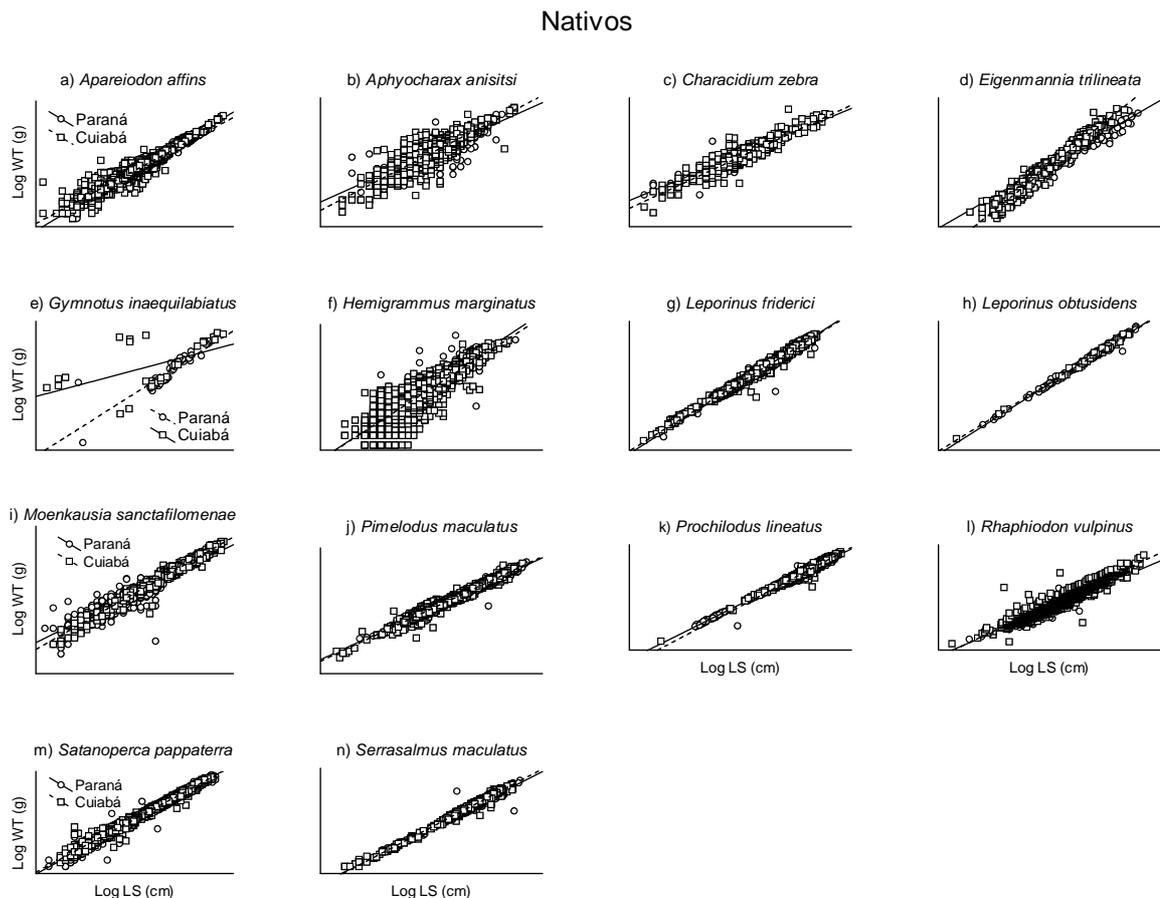
**Tabela 1** Lista de espécies amostradas com a classificação taxonômica, o status das espécies (nativa ou não nativa), a abundância, biomassa (kg) e amplitude de variação do comprimento padrão (cm) amostradas na Planície de Inundação do Alto rio Paraná (Paraná) e o Alto rio Cuiabá (Cuiabá).

Espécies	Status	Abundância		Biomassa		Comprimento Padrão	
		Paraná	Cuiabá	Paraná	Cuiabá	Paraná	Cuiabá
Chondrichthyes							
Myliobatiformes							
Potamotrygonidae							
<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	Não-nativa	7	44	7,2	92,3	12,4-32,5	9,5-69,0
Actinopterygii							
Characiformes							
Parodontidae							
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	Nativa	419	12864	4,8	16,9	1,4-13,2	0,8-16,1
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Nativa	1652	8136	0,8	3,3	0,6-4,5	1,2-5,0
Curimatidae							
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Nativa	536	3238	210,3	2371,6	3,4-44,6	1,8-52,0
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Não-nativa	1045	192	18,3	0,8	1,3-13,7	1,6-9,5
Anostomidae							
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	Nativa	16	419	6,5	84,7	13,0-32,3	2,3-46,0
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Nativa	388	3714	71,9	478,5	2,8-34,5	2,0-35,7
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	Nativa	922	63	96,4	3,5	1,7-23,7	4,0-23,0
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Não-nativa	9	79	21,8	62,8	32,9-53,5	11,5-51,5
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	Nativa	231	76	61,1	19,2	2,3-40,0	1,4-35,5
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	Nativa	811	3460	178,8	866,4	1,9-29,2	1,6-41,3
Crenuchidae							
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Nativa	144	857	0,1	0,5	1,4-4,8	1,4-5,4
Characidae							
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Nativa	1033	6090	0,6	1,3	1,1-4,9	1,1-4,6
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	Nativa	1413	243	0,6	0,1	1,1-3,6	1,2-2,9
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	Nativa	1905	838	1,3	3,4	1,1-4,6	1,2-7,2
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Nativa	7	236	9,0	425,1	19,6-42,0	9,9-67,2
<i>Salminus brasiliensis</i> Valenciennes, 1849	Nativa	25	1904	42,9	1637,2	20,4-59,5	2,1-73,0
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Nativa	213	1857	36,8	161,5	2,0-26,1	1,0-23,0
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	Não-nativa	3339	8100	316,5	739,7	1,2-22,8	1,3-25,0
Cynodontidae							
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	Nativa	332	1904	109,9	1226,6	24,2-57,0	3,6-71,5
Lebiasinidae							
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Nativa	124	61	0,1	0,0	1,1-3,5	1,5-3,3
Siluriformes							
Loricariidae							
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979 N	Não-nativa	6283	1250	445,8	31,0	1,5-32,0	1,1-28
<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	Nativa	70	309	4,4	116,2	7,0-24,4	4,8-35,5
Heptapteridae							
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	Nativa	136	4203	1,0	11,0	2,8-18,0	1,3-21,0
Pimelodidae							
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	Nativa	118	848	50,1	684,7	17-44,4	9,2-60,0
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829 N	Não-nativa	56	325	15,3	73,6	10,4-44,0	5,1-40,0
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	Nativa	363	995	26,3	37,0	8,0-26,0	1,6-20,0
<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia, 1891	Nativa	13	2322	0,8	110,3	12,0-15,8	1,7-33,5
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	Nativa	368	4239	66,8	196,2	2,8-31,5	2,0-29,9
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner, 1858	Não-nativa	21	122	4,7	42,4	10,1-28,9	1,8-37,6
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Nativa	25	411	36,4	674,4	20,8-57,0	16,3-90,0
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Nativa	133	486	230,8	226,6	31,2-95,5	9,4-146,0
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Não-nativa	24	543	9,8	252,8	17,9-48,2	2,4-51
Doradidae							
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	Não-nativa	82	1485	105,0	1897,4	9,0-56,0	2,1-76,0
<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann & Ward, 1907) N	Não-nativa	584	1808	15,8	29,8	1,0-11,9	2,0-12,5
Auchenipteridae							
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	Não-nativa	32	303	3,7	216,6	18-25,2	3-54,0
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda-Ribeiro, 1918) N	Não-nativa	527	2969	56,3	201,8	11,2-25,0	5,1-25,5
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Não-nativa	1940	514	168,7	33,7	3,3-19,6	1,7-17,0
Gymnotiformes							
Gymnotidae							
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	Nativa	62	28	7,4	9,4	2,7-65,0	1,3-78,5
Sternopygidae							
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	Nativa	156	1191	1,6	3,9	8,5-28,8	0,9-23,5
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	Nativa	19	1143	0,3	10,0	8,1-29,3	0,4-32,0
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Nativa	17	103	1,3	7,0	6,3-42,1	1,3-46,0
Perciformes							
Cichlidae							
<i>Astronotus crassipinis</i> (Heckel, 1840)	Não-nativa	129	8	28,4	3,6	2-24,7	2,0-24,7
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	Nativa	858	2579	36,5	53,1	0,8-18,0	1,0-16,8
Pleuronectiformes							
Achiridae							
<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)	Não-nativa	26	210	2,8	1,4	1,6-24,1	0,8-19,5

Não nativos



**Figura 2** Relação entre o peso (Log WT) e comprimento paadrão (Log SL) das espécies não nativas do da planície de inundação do Alto rio Paraná (Paraná). Todas apresentaram interações significativas entre as variáveis predictoras.



**Figura 3** Relação entre o peso (Log WT) e comprimento padrão (Log SL) das espécies nativas de ampla distribuição. Todas apresentaram interações significativas entre as variáveis predictoras.

### 3 UM ENSAIO SOBRE A CEGUEIRA: FATORES QUE INFLUENCIAM A INFEÇÃO DE UMA ASSEMBLÉIA DE PEIXES POR UM PARASITO CRIPTOGÊNICO

#### RESUMO

A emergência de doenças em comunidades naturais é um relevante evento associado ao estabelecimento de espécies não nativas e que pode alterar as dinâmicas ecológicas e evolutivas de toda comunidade. Dessa forma, é necessário entendermos os mecanismos responsáveis pelos mecanismos padrões de infecções. Nesse capítulo, nós analisamos a influência da abundância, tamanho corporal, relação filogenética dos hospedeiros e das condições ambientais sobre os padrões de infecção de *Austrodiplostomum compactum*. O

padrão de infecção foi principalmente predito pela abundância dos hospedeiros, contudo, a relação filogenética dos hospedeiros pode explicar parte dos resultados. As condições ambientais também teve um importante efeito, principalmente sobre a prevalência e número de parasitas por hospedeiro. Provavelmente, a diferença nas condições ambientais influenciou o número de estágios infectantes do parasita disponíveis no sistema. Aparentemente, a modificação das condições ambientais devido a construção de reservatórios pode incrementar o sucesso de *A. compactum*. Isso representa um alerta acerca dos resultados imprevisíveis do sinergismo de eventos relacionados a alterações de habitat e introdução de parasitas.

**Palavras-chave:** invasões biológicas, relação parasita e hospedeiro, planície de inundação do Alto rio Paraná, *Austrodiplostomum compactum*.

“Apreciados como neste momento é possível, apenas de relance, os olhos do homem parecem sãos, a íris apresenta-se nítida, luminosa, a esclerótica branca, compacta como porcelana” – Trecho de *Ensaio Sobre a Cegueira* de José Saramago.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A introdução e o estabelecimento de espécies não nativas é fenômeno reconhecidamente prejudicial à biodiversidade e manutenção de processos ecológicos (Cox 2004; Lockwood *et al.* 2007). Dentre os impactos negativos, o estabelecimento de uma espécie não nativa pode modificar diretamente os padrões de interação na comunidade invadida, o que em última instância pode influenciar os padrões da dinâmica ecológica e evolutiva de toda a comunidade (Aizen *et al.* 2008).

O estabelecimento de uma espécie não nativa de hospedeiro provavelmente alterará a dinâmica da relação parasito-hospedeiro (Kelly *et al.* 2009a, Poulin *et al.* 2011a;), tais como: (i) o estabelecimento de um novo parasita que passa a causar sérios danos na estrutura de comunidades de hospedeiros nativas, pelo seu potencial de disseminação para novos hospedeiros e competir com as espécies nativas de parasitas (Prenter *et al.* 2009; Peller *et al.* 2011); (ii) o hospedeiro introduzido pode ser infectado por parasitas nativos - passando a ser um importante reservatório para os mesmos - o que pode aumentar as taxas de parasitismo em toda a comunidade (Kelly *et al.* 2009a,b). Um exemplo disso é dado por Strecker (2006), que demonstrou que o estabelecimento de peixes não nativos do gênero *Oreochromis* spp. em uma

lagoa da Província de Yucatán (México), aumentou de forma conspícua a prevalência de parasitas em espécies nativas do gênero *Cyprinodon*.

As espécies parasitas, além de não serem tão conspícuas como a maioria dos organismos de vida livre, apresentam também variações marcantes no tamanho de suas populações, sendo muitas vezes difícil de saber se são nativas ou não nativas, por isso, muitas delas podem ser consideradas criptogênicas (ver Carlton 1996). Contudo, uma vez estabelecido um novo limiar de infecção, avaliar os fatores que influenciam as novas interações entre parasitas e seus hospedeiros é uma importante questão a ser entendida. Sob essa perspectiva, pelo menos quatro fatores, mutuamente não excludentes, podem influenciar o estabelecimento de novas interações entre parasitas e hospedeiros. Primeiro, pode ser inferido que hospedeiros mais abundantes serão os mais parasitados (Armeberg 2002). Este cenário sugere a existência de processos neutrais na distribuição das interações (Vázquez *et al.* 2005). Segundo, o tamanho do corpo do hospedeiro é considerado o principal fator que prediz a taxa de infecção, ou seja, o parasita infectará principalmente espécimes de maior tamanho corporal. Nesse caso, os peixes são considerados “ilhas” (Janzen 1968) e peixes maiores são “alvos” mais fáceis de serem atingidos pelos parasitas, principalmente, quando o processo de infecção é ativo. A importância do tamanho corporal para diversidade de parasitas já foi demonstrada em alguns estudos (Poulin 1997, Poulin & Leung 2011). Terceiro, é plausível que o parasita infectará principalmente espécies filogeneticamente mais relacionadas com o hospedeiro original. Este cenário é esperado considerando as especificidades das relações entre parasitas e hospedeiros (Bellay *et al.* 2011) e pela tendência de conservação filogenética de nicho por parte dos parasitas (Mouillot *et al.* 2006). O quarto fator determinante pode ser dado pelas condições ambientais locais agindo diretamente sobre as formas infectantes dos parasitas e/ou sobre a distribuição de algum hospedeiro. A presença de formas infectantes (i.e. larvas) de parasitas muitas vezes é limitada pelas condições ambientais locais. Especificamente para ambientes aquáticos, variações do pH e da temperatura da água podem determinar diferentes faunas de parasitas, mesmo em regiões adjacentes (Chandler *et al.* 1995).

Investigamos quais os fatores que explicam o padrão de interação entre um parasita criptogênico (*Austrodiplostomum compactum*) e seus hospedeiros peixes, testando explicitamente a importância da abundância, tamanho corporal, relação filogenética dos hospedeiros e condições ambientais na distribuição das mencionadas interações. É esperado

que a abundância e o tamanho corporal sejam importantes no padrão de infecção dado que esses fatores determinarão número e o tamanho de “alvos” para as cercárias. Já as condições ambientais podem determinar a quantidade e as formas infectantes disponíveis no ambiente, o que, em última instância, pode modificar as taxas de encontro entre os parasitas e hospedeiros peixes. Finalmente, é esperado que a relação de parentesco entre as espécies hospedeiras terá uma relevância menor, dado a baixa especificidade em peixes (i.e. a possibilidade de infectar de hospedeiros filogeneticamente distantes) apresentada pelos digenéticos quando comparados a outros grupos de parasita (Cribb *et al.* 2002).

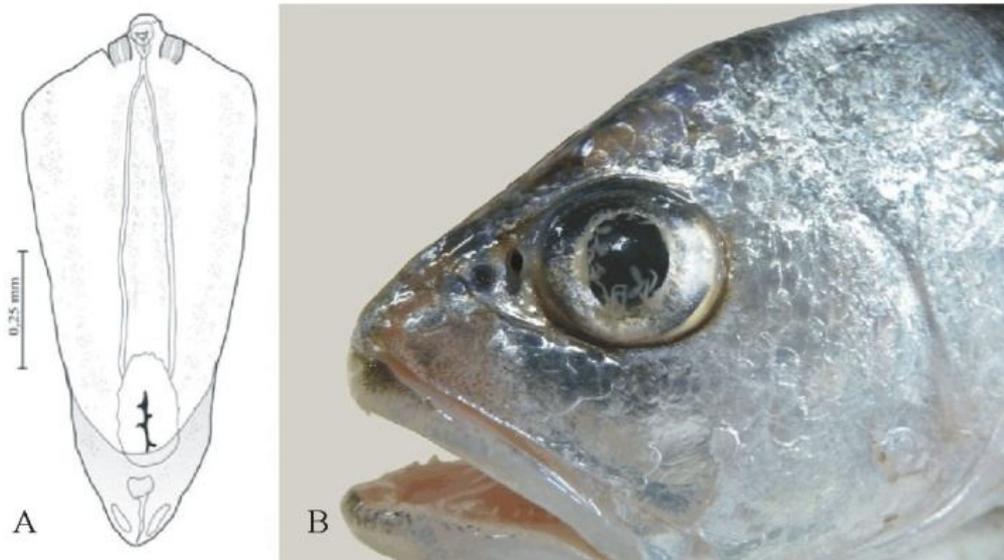
## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Parasito

*Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Digenea, Diplostomidae) apresenta ciclo de vida complexo, ou seja, com a necessidade de pelos menos dois hospedeiros para completar o seu ciclo de vida. O primeiro hospedeiro intermediário é geralmente um molusco, e o segundo pode pertencer a vários grupos de metazoários, sendo a transmissão para o hospedeiro definitivo mediada por relações tróficas (Combes *et al.* 2002). Os peixes podem ser os segundos hospedeiros intermediários dessa espécie e a fase de desenvolvimento larval do parasita, denominada por metacercária (Figura 1), ocorre especialmente nos olhos desse grupo de animais gerando prejuízos para sua capacidade visual (e.g., cataratas ou mesmo cegueira em casos extremos). A infecção nos olhos também aumenta a susceptibilidade dos peixes aos seus predadores naturais e assim o parasita pode alcançar mais rapidamente o hospedeiro definitivo, comumente uma ave (Machado *et al.* 2005).

Em 1992, o estudo da fauna parasitária de 32 espécies de peixes coletados no reservatório de Itaipu, a jusante da planície de inundação do alto rio Paraná (PIARP), evidenciou a presença de *A. compactum* apenas em *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), uma espécie introduzida na bacia (Konh *et al.* 1995). O primeiro registro de *A. compactum* na PIARP ocorreu em 1997 e, desde então, sua presença no sistema é apontada como uma consequência do estabelecimento de *Plagioscion squamosissimus* (Machado *et al.* 2005; Takemoto *et al.* 2009). Após a verificação deste parasita nessa espécie, foi crescente o número de registros do mesmo em outras espécies de peixes. *A. compactum* foi encontrado

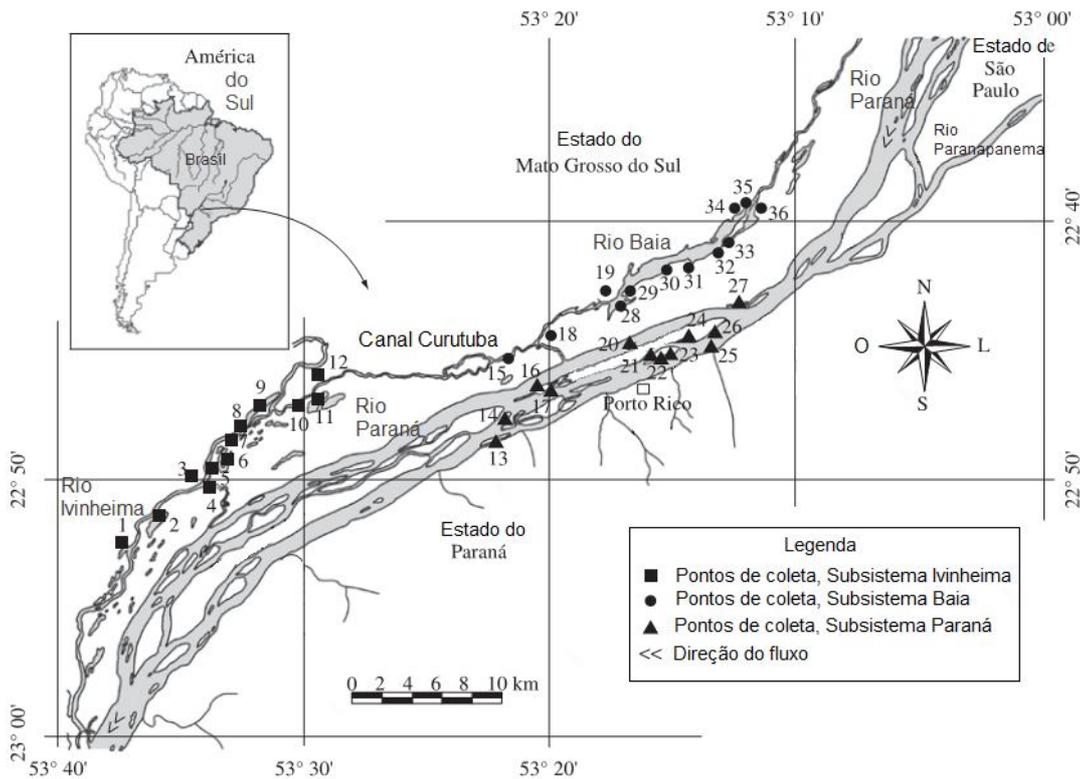
em pelo menos nove espécies de peixes na planície de inundação do Alto rio Paraná (PIARP), pertencentes a seis famílias e três ordens distintas (Takemoto *et al.* 2009).



**Figura 1** (a) Metacercária de *Austrodiplostomum compactum* (adaptado de Yamada *et al.* 2008). (b) Indivíduo de *Plagioscion squamosissimus* com os olhos infectados (foto de Harumi Irene Suzuki).

### 3.2.2 Área de estudo

A bacia do Alto rio Paraná possui uma área de 880.000 km<sup>2</sup> que drena mais de 10% do território brasileiro (Agostinho *et al.* 2007). Nesta bacia, o trecho remanescente de planície de inundação está localizado entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu e representa menos da metade da extensão original do sistema. Devido ao fato de ser a última área do rio Paraná livre de barramento, a planície do Alto rio Paraná é de extrema importância ecológica, pois mantêm processos ecológicos e condições ambientais similares às condições prístinas. Essa região, por exemplo, é sítio de reprodução de diversas espécies de peixes nativos, com efeito direto sobre a manutenção da diversidade de peixes em escala regional (Fernandes *et al.* 2009) e, conseqüentemente, a manutenção de serviços ambientais (Hoeinghaus *et al.* 2009). Mais detalhes sobre o sistema podem ser encontrados em Thomaz *et al.* (2004).



**Figura 2** Área de estudo e pontos de coleta na planície de inundação do Alto rio Paraná. 1– Lagoa Peroba; 2 – Lagoa Ventura; 3 – Lagoa Zé do Paco; 4 – Canal Ipoitã; 5 – Lagoa Boca do Ipoitã; 6 – Lagoa dos Patos; 7 – Lagoa Capivara; 8 – Rio Ivinhema; 9 – Lagoa Finado Raimundo; 10 – Lagoa Jacaré; 11 – Lagoa Sumida; 12 – Lagoa Cervo; 13 – Canal Cortado; 14 – Lagoa Pombas; 15 – Canal Curutuba; 16 – Ressaco Manézinho; 17 – Lagoa Osmar; 18 – Lagoa Traíra; 19 – Lagoa do Guaraná; 20 – Ressaco Bilé; 21 – Ressaco Leopoldo; 22 – Lagoa Genipapo; 23 – Lagoa Clara; 24 – Ressaco do Pau Véio; 25 – Rio Paraná; 26 - Lagoa Pousada; 27 – Lagoa das Garças; 28 – Rio Baía; 29 – Lagoa Fechada; 30 – Lagoa Pousada das Garças; 31 – Lagoa dos Porcos; 32 – Lagoa Aurélio; 33 – Canal Baía; 34 – Lagoa Maria Luiza; 35 – Lagoa Gavião; 36 – Lagoa Onça.

### 3.2.3 Banco de dados

Os peixes foram coletados entre fevereiro a dezembro de 2010, como parte do projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq/UEM – SÍTIO 6), o que corresponde a quatro coletas em dois períodos hidrológicos distintos. Os pontos de coleta (36 no total) foram distribuídos entre os principais habitats da planície (rios, lagoas permanentes com e sem conexões com sistemas lóticos, temporárias e permanentes), localizados nos três principais rios da região (Paraná, Ivinhema e Baía; Figura 2). Esses três subsistemas têm influências distintas em relação aos represamentos, com o rio Paraná mais fortemente impactado enquanto o rio Ivinhema é o menos impactado (Luz-Agostinho *et. al.* 2009).

Métodos passivos (redes de espera e espinhéis) e ativos (redes de arrasto) foram utilizados para as coletas dos peixes. A maior parte da amostragem foi feita com redes de espera (11 redes por ponto, com tamanho de malha entre 2,4 a 16 cm) que ficaram expostas por 24 horas, instaladas em todos os tipos de ambientes e inspecionadas em três períodos (manhã, tarde, noite). Para amostragem de peixes da zona litorânea de lagos foi utilizada uma rede de arrasto de 20 m (malha 0,5 cm) em dois períodos (manhã e noite). Para os ambientes lóticos, além das redes de espera, também foram utilizados espinheis iscados à noite e inspecionados na manhã seguinte. Todos os peixes capturados foram identificados, medidos e pesados. Como mais de 90% das capturas foram obtidas com redes de espera, a abundância de cada espécie foi expressa como média de captura por unidade de esforço (CPUE – número de indivíduos/1000 m<sup>2</sup> de redes em 24 horas). Dessa forma, as espécies amostradas exclusivamente nas redes de arrasto não foram consideradas nas análises, contudo, se apresentassem a infecção da *A. compactum*, a interação era registrada.

Para a amostragem de *A. compactum* foram selecionados ao azar 6752 indivíduos de 108 espécies de peixes. Os olhos dos indivíduos foram retirados, dissecados e examinados sob microscópio estereoscópico (Eiras *et al.* 2008), sendo o parasita identificado conforme descrição de Gibson *et al.* (2002). A abundância do parasita em cada hospedeiro também foi registrada. Em posse desses dados, determinamos as quatro variáveis respostas utilizadas nesse estudo: a incidência (i.e. presença ou ausência de *A. compactum*) na assembléia de peixes da PIARP, a prevalência dos parasitas nas espécies (i.e. a proporção de indivíduos infectados na amostra), abundância média de parasitas (i.e. média de parasitas encontrados na população de hospedeiros) e carga parasitária (i.e. o número médio de parasitas encontrado em uma espécie, considerando-se somente os indivíduos infectados). Optamos em usar a espécie como a unidade mínima de análise.

Expressamos a relação filogenética das espécies de peixes da PIARP por meio da construção de uma topologia de relações (*Supertree*), que incluiu todas as espécies amostradas. Para isso, utilizamos informações de filogenias já disponíveis (ver material suplementar). A partir dessa topologia construímos uma matriz quadrada de distância filogenética, no qual a unidade distância entre as espécies foi número de nós da filogenia, que expressa de forma numérica a proximidade evolutiva entre as espécies. Esta matriz, por sua vez, foi então convertida em uma série de eixos ortogonais utilizando uma análise de

coordenadas principais (Diniz-Filho *et al.* 1998, 2012). Posteriormente, os eixos associados com autovalores positivos foram usados como variáveis explanatórias em modelos lineares.

Obtemos para cada ponto e período de amostragem as seguintes variáveis ambientais: alcalinidade, clorofila-a, condutividade, ortofosfato ( $\text{PO}_4^-$ ), fósforo total (PT), matéria inorgânica em suspensão (MSI), matéria orgânica em suspensão (MSO), matéria suspensão total (MST), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrogênio total (NT), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água (Temp), transparência do da água (disco de Secchi) e turbidez (Turb). Esses dados foram disponibilizados pelo Laboratório de Limnologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia-UEM).

### 3.2.4 Análises estatísticas

Uma vez que espécies apresentam uma história evolutiva compartilhada, estas não podem ser consideradas amostras estatisticamente independentes (Pagel 1999). Assim, testes que usam espécies como amostras (desconsiderando as relações filogenéticas) apresentam maior probabilidade de erro tipo I (Pagel 1999). Para avaliar a magnitude do sinal filogenético, as variáveis (incidência, prevalência, abundância média de parasita, carga parasitária) foram utilizadas como variáveis respostas em modelos de regressão múltipla (no caso da incidência de *A. compactum*, foi utilizado um modelo de regressão logística múltipla). Nesses modelos, os autovetores filogenéticos (eixos extraídos da matriz de distância filogenética), tamanho médio do corpo das espécies (média do comprimento padrão) e abundância do hospedeiro (CPUE) foram considerados como variáveis explanatórias. As variáveis CPUE e o tamanho do corpo não foram correlacionados ( $r=0,0294$ ;  $P=0,79$ ) e, portanto, os resultados não foram afetados por problemas de multicolinearidade. Excluímos das análises espécies com baixa amostragem ( $n<3$ ), o que fez com que 92 espécies fossem selecionadas para as análises.

Para investigar se existe diferença no padrão de infecção de *A. compactum* entres os subsistemas foi feito um teste Friedman, uma alternativa não paramétrica para Anova de medidas repetidas, com os dados de prevalência, abundância média e carga parasitária. Finalmente, para visualizar as diferenças nas condições ambientais entre as regiões analisadas (Paraná, Ivinheima e Baía), fizemos uma análise de variância multivariada (PerMANOVA; Anderson 2001), também baseada na matriz de distância Euclidiana padronizada. Para avaliar

quais variáveis ambientais que mais contribuíram com diferenciação entre as regiões uma análise de coordenadas principais (PCoA) baseada na matriz de distância Euclidiana padronizada. O critério de “*broken-stick*” foi utilizado para retenção dos eixos. O nível de significância da estatística *F* foi avaliado com  $10^4$  permutações.

### 3.3 RESULTADOS

*Austrodiplostomum compactum* foi observado infectando 28 (25,92%) das 108 espécies amostradas. A prevalência de infecção de *A. compactum* nas espécies em geral foi baixa (3,73%) e variou entre as distintas regiões com maiores valores para o subsistema Paraná (4%) e menores para o Ivinhema (0,7%). Já a carga parasitária apresentou os maiores valores no subsistema Baía (14,43 indivíduos) (Tabela 1). Considerando-se apenas as espécies parasitadas, há uma variação conspícua entre os subsistemas, com maiores valores de prevalência no subsistema Paraná (18%), maiores valores de carga parasitária para o Baía (14,43 parasitas per capita) (Tabela 1). Informações detalhadas sobre a prevalência, abundância média de parasita, carga parasitária, tamanho corporal médio, abundância dos hospedeiros estão disponíveis na Tabela 1 do material suplementar que acompanha esse capítulo.

Tabela 1. Níveis de parasitismo de *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) na planície de inundação do Alto rio Paraná (MS/PR), Brasil.

Locais	EPA	EPP	PA	PRE(%)	PREP(%)	AB	CP
Planície	108	28	6752	3,73	0,12	3,25	9,35
Baía	81	20	2481	7,1	0,14	2,07	14,43
Ivinhema	88	5	2715	0,86	0,03	0,10	4,13
Paraná	89	17	1556	4,4	0,18	0,22	3,36

*Abreviações:* EPA: espécies de peixes analisadas; EPP: espécies de peixes parasitadas; PA: peixes analisados; PRE: prevalência, PREP prevalências nas espécies parasitadas; AB: abundância e CP carga parasitária das espécies parasitadas.

Espécies de hospedeiros filogeneticamente próximos tenderam a apresentar maior prevalência e incidência de parasitas (análise de regressão múltipla entre prevalência e autovetores filogenéticos associados com autovalores positivos:  $F=4,64$ ;  $P<0,001$  e  $R^2=0,45$ ; análise de regressão logística:  $\chi^2=33,61$  e  $P=0,002$ ; respectivamente). Por outro lado, a abundância média de parasitas e carga parasitária de parasitismo não apresentou sinal

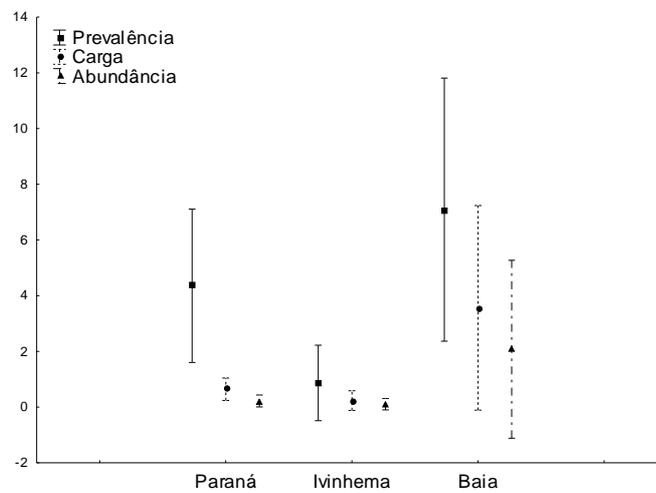
filogenético ( $F=0,39$ ;  $P=0,97$  e  $R^2=0,06$  e  $F=0,59$ ;  $P=0,86$  e  $R^2=0,10$ ; respectivamente). O tamanho corporal dos hospedeiros apresentou um sinal filogenético significativo (análise de regressão múltipla entre tamanho e autovetores filogenéticos associados com autovalores positivos:  $F=7,19$ ;  $P<0,001$ ;  $R^2=0,51$ ). No entanto, a abundância das espécies de peixes não apresentou sinal filogenético ( $F=1,78$ ;  $P=0,06$ ;  $R^2=0,28$ ).

O modelo de regressão logística, incluindo as variáveis explanatórias CPUE, tamanho do corpo e autovetores filogenéticos (essas últimas com o objetivo de controlar a dependência filogenética entre as espécies), indicou que somente CPUE foi significativamente relacionada com a incidência de *A. compactum*. Assim, *A. compactum* infecta preferencialmente as espécies mais abundantes no sistema. Por outro lado, um modelo de regressão múltipla indicou que somente os autovetores filogenéticos foram significativamente relacionados com a prevalência de parasitas ( $F=5,66$ ;  $P<0,001$ ;  $R^2=0,59$ ). Nenhuma variável explanatória foi significativamente relacionada com a abundância média e carga parasitária (Tabela 2).

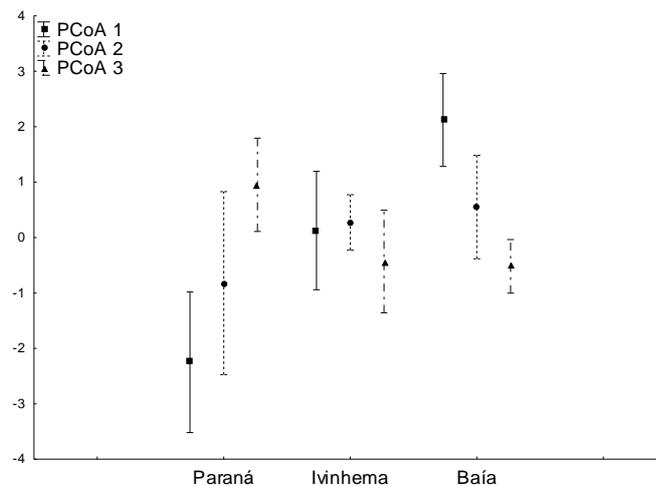
**Tabela 2** Resultados dos modelos de regressão logística múltipla (dados de incidência) e os modelos de regressão linear múltipla da distribuição da infecção de *A. compactum* nos peixes da PIARP. Para todos os modelos foram aos autovetores filogenéticos como variáveis explanatórias, mas não foram mostrados a título de simplificação.

Variável Resposta	Estatísticas	Intercepto	CPUE	Tamanho
Incidência				
	Coeficiente	-9,6	2,2	0,5
	<i>t</i>	-1,9	3,2	0,2
	<i>P</i>	0,057	0,02	0,86
Prevalência				
	Coeficiente	0,059	0,04	-0,01
	<i>t</i>	1,24	0,48	-1,17
	<i>P</i>	0,21	0,63	0,24
Abundância				
	Coeficiente	0,14	-0,01	0,90
	<i>t</i>	0,08	-0,04	0,72
	<i>P</i>	0,93	0,96	0,47
Carga				
	Coeficiente	-2,86	0,13	0,07
	<i>t</i>	-0,59	0,94	0,6
	<i>P</i>	0,55	0,34	0,54

A prevalência foi significativamente diferente entre os subsistemas ( $\chi^2=11,30$ ;  $g.l.=2$ ;  $P=0,001$ ), sendo o mesmo resultado encontrado para abundância média e carga de parasitas ( $\chi^2=13,00$ ,  $12,79$ ;  $g.l.=2$ ;  $P=0,001$ , respectivamente) com o subsistema do rio Baía apresentando os maiores valores médios dessas variáveis enquanto o subsistema do rio Ivinhema os menores (Figura 3). As regiões analisadas foram significativamente diferentes em suas condições ambientais ( $F=6,481$ ;  $g.l.=33$ ;  $P=0,0001$ ). As variáveis que mais contribuíram para diferenciação entre esses subsistemas foram fósforo total, MSO, transparência da água, oxigênio dissolvido e alcalinidade (Figura 4, Tabela 3).



**Figura 3** Valores médios da prevalência, carga e abundância de parasitas entre os diferentes sistemas da planície de inundação do Alto rio Paraná. Os intervalos expressam o intervalo de confiança de 95% e o  $N$  amostral foi de 66 espécies.



**Figura 4** Valores médios dos três primeiros eixos retidos na análise de coordenadas principais da matriz ambiental. Os intervalos expressam o intervalo de confiança de 95% e o  $N$  amostral 66 espécies.

**Tabela 3** Média e desvio padrão das variáveis limnológicas na planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR), Brasil.

Variáveis	Baía	Ivinheima	Paraná
pH	6,35 (0,45)	6,90 (0,65)	6,96 (0,57)
Temperatura	24,73 (4,33)	24,99 (3,96)	24,27 (3,72)
Oxigênio dissolvido	5,25 (2,37)	5,03 (2,64)	5,98 (2,09)
Condutividade	28,54 (9,37)	43,19 (7,72)	63,90 (10,73)
Secchi	0,99 (0,48)	1,15 (0,62)	1,61 (1,15)
Turbidez	13,76 (12,76)	12,67 (11,77)	8,65 (6,94)
MST	1,10 (1,09)	1,65 (1,96)	2,39 (1,86)
MSI	0,71 (0,88)	1,05 (1,68)	1,51 (1,40)
MSO	0,39 (0,25)	0,60 (0,35)	0,88 (0,53)
Alcalinidade	140,02 (89,26)	300 (109)	463,22 (119,58)
Clorofila	13,64 (14,73)	10,52 (11,64)	10,44 (24,67)
Nitrogênio total	938,43 (366,11)	742,31 (190,73)	843,14 (415,64)
Nitrato	16,27 (40,66)	26,94 (37,85)	138,98 (99,31)
Nitrogênio amoniacal	18,81 (24,88)	10,21 (15,72)	23,20 (36,19)
Fósforo Total	49,59 (35,65)	38,64 (14,30)	34,57 (46,32)
Fosfato	5,97 (3,86)	7,85 (4,24)	7,55 (2,79)

### 3.4 DISCUSSÃO

A emergência de doenças associadas a ações humanas é um tema que tem sido amplamente debatido nos últimos anos (Peller & Feist 2011, Poulin *et al.* 2011a, Fisher *et al.* 2012). Em especial, o estabelecimento de espécies não nativas de hospedeiros e parasitas está intimamente ligada a esse processo e pode causar prejuízos tanto aos sistemas de cultivos (Menzies *et al.* 2002; Piasecki *et al.* 2004), como aos ecossistemas naturais (Cucherousset & Olden 2011; Poulin *et al.* 2011a).

A introdução de *Plagioscion squamosissimus* na PIARP tem sido apontada como causa da possível introdução de *Austrodiplostomum compactum* (Machado *et al.* 2005; Takemoto *et al.* 2009). Entretanto, reintroduções do parasita também poderiam ter ocorrido através das introduções dos ciclídeos *Cichla* spp. e *Geophagus* cf. *proximus* (Castelnaud, 1855), ambos, como a *P. squamosissimus*, nativos da bacia Amazônica (Graça & Pavanelli 2007). Estas espécies apresentaram elevados valores de prevalência e carga parasitária de *A. compactum* e possuem registros em outros ambientes da bacia (Zica *et al.* 2010; Paes *et al.* 2010). Os resultados indicam que a abundância do hospedeiro foi o único fator que influenciou significativamente o padrão de infecção de *A. compactum* na assembléia de peixes

da PIARP. Adicionalmente, os valores de prevalência, abundância e carga parasitária e riqueza de hospedeiros infectados foram significativamente menores no subsistema do rio Ivinheima.

A influência somente da abundância dos hospedeiros sobre os padrões em infecção pode ser devido a características biológicas de *A. compactum*. Os resultados obtidos sugerem que a ocorrência de *A. compactum* pode ser, pelo menos em parte, predita pelas relações filogenéticas entre os hospedeiros, como evidenciadas pelos sinais filogenéticos apresentados pela incidência e prevalência de parasitas. Trematódeos digenéticos muitas vezes apresentam baixo grau de especificidade por seus hospedeiros vertebrados (Cribb *et al.* 2002). Além disso, parasitas que possuem peixes como segundo hospedeiros intermediários, em geral, apresentam menor especificidade por estes hospedeiros do que pelos hospedeiros definitivos, especialmente quando a transmissão para o último envolve a cadeia trófica (Palm & Caira 2008; Poulin & Leung 2011). A baixa especificidade no parasitismo associada a manipulação do comportamento do hospedeiro pelo parasita pode tornar os parasitas susceptíveis a ocupar os piores “nichos” ou ainda que os peixes parasitados sejam mais susceptíveis a predação por espécies não alvo (Seppälä *et al.* 2008). Esses dois fatores podem diminuir o valor adaptativo dos parasitas que possuem essa estratégia. Contudo, quando a estratégia de manipulação é não específica (o que provavelmente ocorre aqui) e o risco de predação é baixo a estratégia é adaptativa, pois aumenta a chances do parasita chegar ao hospedeiro final (Sepälä & Jokela 2008). Acreditamos que esse cenário é plausível de estar ocorrendo no sistema estudado, onde a modificação do comportamento dos peixes parasitados provavelmente aumenta o sucesso de predação por aves (o provável hospedeiro final de *A. compactum*).

O tamanho corporal é uma importante variável explanatória da diversidade de parasitas em diversas assembléias de peixes (Poulin 1997; Poulin & Leung 2011), pois o tamanho do corpo está positivamente associado com a probabilidade de ser infectado. No entanto, de acordo com os resultados obtidos, os padrões de infecção de *A. compactum* independeram do tamanho do corpo, o que sugere que a infecção deste parasita é mais dependente do número de entidades discretas (i.e. indivíduos). Esse resultado corrobora com estudos prévios que mostram a importância da abundância para explicar os padrões de diversidade e distribuição de interações entre parasitas e hospedeiros nessa mesma assembléia (Takemoto *et al.* 2005; Lima-Junior *et al.* 2012). Nesse contexto, estudos recentes têm mostrado que o tamanho corporal é uma característica biológica que não pode ser utilizada

como uma explicação simplista e generalizada dos padrões de diversidade de parasitas entre as espécies de hospedeiros (Poulin *et al.* 2011b).

Populações de *A. compactum* que habitam os subsistemas dos rios Paraná e Baía apresentam maiores prevalências, abundâncias médias e cargas parasitárias em relação ao subsistema do rio Ivinheima. Pelo menos três possibilidades podem explicar esses resultados. A primeira é a de que as populações de peixes localizadas no subsistema Ivinheima ocupam um habitat menos impactado, quando comparadas com as populações dos dois outros subsistemas (Abujanra *et al.* 2009). Uma vez que a bacia do rio Ivinheima não sofre controles impostos por barragens, o fator de condição dessas populações estaria próximo da natural (ver Luz-Agostinho *et al.* 2009). A melhor condição nutricional indicaria uma maior quantidade de energia que pode ser investida em reprodução e/ou imunidade (Pope & Kruse 2007), contribuindo para menores taxas de infecção. É interessante ressaltar a dominância de *Plagioscion squamosissimus* como hospedeiro de *A. compactum* no subsistema Ivinheima, o que seria mais um indicativo que o parasito pode ter sido introduzido na PIARP juntamente com *P. squamosissimus* e que em uma região menos impactada o parasita apresentou um nicho mais estreito.

Uma segunda possibilidade, complementar à anterior, relaciona-se com o aparente favorecimento de *A. compactum* em ambiente impactado, como sugerido pelo fato desta ser frequente em reservatório (Kohn *et al.* 1995; Novaes *et al.* 2006; Paes *et al.* 2010; Zica *et al.* 2010). Os subsistemas Baía e Paraná estão mais expostos aos impactos das operações de barragens a montante da PIARP (Agostinho *et al.* 2004). Dentre as diversas modificações geradas pelos barramentos, neste contexto é importante destacar o aumento da transparência da água (Roberto *et al.* 2009). Estudos experimentais com *Diplostomum spathaceum* (uma espécie filogeneticamente próxima *A. compactum*) observaram que peixes parasitados por essa espécie têm um menor número de comportamentos de escape do predador e, como consequência disto, são mais facilmente capturados (Seppälä, Karvonen & Valtonen 2004, 2005). Podemos assumir que o efeito de *A. compactum* em seus hospedeiros seja similar, o que associado ao aumento da transparência da água facilita ainda mais a predação dos hospedeiros por aves, contribuindo assim para o fechamento do ciclo de vida do parasita. A diferenciação espacial nos padrões de infecção de *A. compactum* entre os subsistemas estudados é mais um indicativo que este parasita é uma espécie não nativa. De fato, como vários estudos mostraram, há uma correlação positiva entre o sucesso de estabelecimento de

espécies não nativas e impactos prévios sobre as comunidades invadidas (Didham *et al.* 2007).

A terceira possibilidade é referente ao fato de que as taxas de prevalência e carga parasitária estão relacionadas com a abundância do primeiro hospedeiro intermediário, comumente um gastrópode (Chappell, Hardie & Secombes 1994). Estudos realizados na PIARP mostram que a densidade de gastrópodes é menor no sistema do rio Ivinheima do que nos demais subsistemas estudados (Takeda *et al.* 2006). Como consequência, isso geraria uma distribuição mais restrita do parasita na comunidade de peixes do subsistema Ivinheima. Contudo, a menor densidade de hospedeiros primários pode ser compensada por uma maior produção de cercárias (formas que infectam os hospedeiros secundários) (Combes, Bartoli & Théron 2002). A avaliação experimental e identificação do hospedeiro primário da *A. compactum* são necessárias para respondermos essas questões e serão explorados em futuros estudos.

Pelos cenários apresentados, a intensificação dos impactos de *A. compactum*, bem como outros parasitas, pode ter como agente potencializador a modificação nas condições físico-químicas da água e aumento na abundância dos hospedeiros. É relevante o fato da prevalência e da carga parasitária de *A. compactum* serem maiores em corpos de água com maior transparência (sedimentação e retenção de sólidos em suspensão por represas) e afetarem a capacidade visual principalmente de peixes com orientação predominantemente visual como os Perciformes, favorecendo assim a maior disseminação do parasita pela facilidade de captura pelo hospedeiro definitivo. Isso representa um alerta acerca dos resultados imprevisíveis do sinergismo de eventos relacionados a alterações de habitat e introdução de parasitas. Dessa forma, epidemias de *mal de branco* (como na obra de Saramago que foi plagiada no título) bem como de outras doenças poderão se tornar corriqueiras. Nesse contexto, se destaca o recente incentivo do governo brasileiro ao incremento da produção pescado, principalmente por meio cultivo de espécies não nativas em tanques redes nos reservatórios (Vitule *et al.* 2012). Cria-se dessa forma o cenário perfeito para a disseminação de doenças, ou seja, estocagem periódica de peixes e fauna acompanhante, altas densidades de peixes nos tanques e nas cercanias, além da atração de hospedeiros intermediários e finais, com suas consequências negativas sobre as comunidades nativas.

## Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelas bolsas de doutorado e sanduíche do primeiro autor bem como aos grants dos demais autores. Agradecemos também Maria do Carmo Roberto, João Dirço Latini e Harumi Suzuki que prontamente nos disponibilizaram os dados do PELD Paraná. Finalmente aos professores Anderson Oliveira Latini, Edson Oliveira Fontes, Luiz Carlos Gomes e Tadeu Siqueira pelas valiosas contribuições.

## REFERÊNCIAS

- Abujanra F., Agostinho A.A. & Hahn N.S. (2009) Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 69(2), 469-479.
- 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. *Ecology and Hydrobiology*, 4 (3), 255-268.
- Agostinho A.A., Pelicice F.M., Petry A.C., Gomes L.C. & Júlio-Junior H.F. (2007). Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10, 174-186.
- Aizen M.A., Morales C.L. & Morales J.M. (2008). Invasive mutualists erode native pollination webs. *Plos Biology*, 6, 396-403.
- Anderson M. J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32-46.
- Arneberg P. (2002) Host population density and body mass as determinants of species richness in parasite communities: comparative analyses of directly transmitted nematodes of mammals. *Ecography*, 25, 88-94.
- Bellay S., Lima-Junior D.P., Takemoto R.M. & Luque J.L. (2011). A host-endoparasite network of Neotropical marine fish: are there organizational patterns?. *Parasitology*, 138, 1945-1952.

- Carlton J.T. (1996). Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77(6), 1653-1655.
- Chandler M. & Chapman C.A. (1995). Patchiness in the abundance of metacercariae parasitizing *Poecilia gillii* (Poeciliidae) isolated in pools of an intermittent tropical stream. *Environmental Biology of Fishes*, 42, 313-321.
- Chappell L.H., Hardie L.J. & Secombes C.J. (1994). Diplostomiasis: the disease and host-parasite interactions. In: *Parasitic Diseases of Fish* (ed. Pike A.G. & Lewis J.W.), Dyfed, Samara Publishing, pp. 59-86.
- Combes C., Bartoli P. & Théron A. (2002). Trematode transmission strategies. In: *The Behavioural Ecology of Parasites*. (ed Lewis E.E., Campbell J.F. & Sukhdeo M.V.K.) CAB International, pp 358.
- Cribb T.H., Chisholma L.A. & Bray R.A. (2002). Diversity in the Monogenea and Digenea: does lifestyle matter? *International Journal for Parasitology*, 32, 321-328.
- Cucherousset J. & Olden J.D. (2011). Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, 36(5): 215-230.
- Didham R.K., Tylianakis J.M., Gemmill N.J., Rand T.A. & Ewers R.M. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 489-496.
- Diniz-Filho J.A.F., Santana C.E.R. & Bini L.M. (1998). An eigenvector method for estimating phylogenetic inertia. *Evolution*, 52, 1247-1262.
- Diniz-Filho J.A.F., Bini L.M., Rangel T.F.L.V.B, Morales-Castilha I., Olalla-Tárraga M.Á., Rodríguez M.Á & Bradford H. A. (2012) On the selection of phylogenetic eigenvectors for ecological analyses. *Ecography*, 35(3), 239-249.
- Eiras J.C., Segner H., Wahli T. & Kapoor G.B. (2008). *Fish diseases*. Science Publishers.
- Gibson D.I., Jones A. & Bray R.A. (2002). *Keys to the Trematoda*. London: CAB International and the Natural History Museum.
- Hoeinghaus D.J., Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M., Okada E.K., Latini J.D., Kashiwaqui E.A.L. & Winemiller K.O. (2009). Effects of river impoundment on ecosystem

services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology*, 23, 1222-1231.

Janzen D.H. (1968). Host plants as islands in evolutionary and contemporary time. *The American Naturalist*, 102, 592-595.

Kelly D.W., Paterson R.A., Townsend C.R., Poulin R. & Tompkins D.M. (2009a). Parasite spillback: A neglected concept in invasion ecology? *Ecology*, 90, 2047-2056.

Kelly D.W., Paterson R.A., Townsend C.R., Poulin R. & Tompkins D.M. (2009b). Has the introduction of brown trout altered disease patterns in native New Zealand fish? *Freshwater Biology*, 54, 1805-1818.

Kohn A., Fernandes B.M.M. & Batista-Farias (1995). Metacercarie of *Diplostomum (Austrodiplostomum) compactum* (Trematoda, Diplostomidae) in the eyes of *Plagioscion squamosissimus* (Telostei, Scienidae) from reservoir of Hydroelectric Power Station of Itaipu, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 90(3), 341-344.

Lima-Junior D.P., Giacomini H.C., Takemoto R.M., Agostinho A.A. & Bini L.M. (2012). Patterns of interactions of a large fish-parasite network in a tropical floodplain. *Journal of Animal Ecology*, 81(4), 905-9113.

Luz-Agostinho K.D.G., Agostinho A.A., Gomes L.C. & Júlio-Junior H.F. (2009). Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 607, 187-198.

Machado P.M., Takemoto R.M. & Pavanelli G.C. (2005). *Diplostomum (Austrodiplostomum) compactum* (Lutz, 1928) (Platyhelminthes, Digenea) metacercariae in fish from the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. *Parasitological Research*, 97, 436-447.

Menzies, F.D., Crockford, T., Breck, O., Midtlyng, P.J., 2002. Estimation of direct costs associated with cataracts in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 22, 27–32.

Mouillot D., Krasnov B.R., Shenbrot G.I., Gaston K.J. & Poulin R. (2006). Conservatism of host specificity in parasites. *Ecography*, 29, 596-602.

- Novaes J.L.C., Ramos I.P., Carvalho E.D. & Silva R.J. (2006). Metacercariae of *Diplostomum compactum* Lutz, 1928 (Trematoda, Diplostomidae) in the eyes of a cichlid *Geophagus brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1824 (Teleostei, Cichlidae) from Barra Bonita Reservoir – São Paulo, Brazil. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec*, 58(6), 1229-1231.
- Paes J.V.K., Carvalho E.D. & Silva R.J. (2010). Infection by *Austrodiplostomum compactum* metacercariae in fish from the Nova Avanhandava reservoir, Tietê river, São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum*, 32(3), 273-278.
- Pagel M. (1999). Inferring the historical patterns of biological evolution. *Nature*, 401, 877-884.
- Palm H.W. & Caira J.M. (2008). Host specificity of adult versus larval cestodes of the elasmobranch tapeworm order Trypanorhyncha. *International Journal for Parasitology*, 38, 381–388.
- Peeller E.J. & Eist S.W. (2011) Human intervention in freshwater ecosystems drives disease emergence. *Freshwater Biology*, 56, 705-716.
- Piasecki W., Goodwin A.E., Eiras J.C. & Nowak B.F. (2004). Importance of copepoda in freshwater aquaculture. *Zoological Studies*, 43(2), 193-205.
- Pope K.L & Kruse C.G. (2007) Condition. In. *Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data* (ed. Guy C.S & Brown M.L.) American Fisheries Society, Bethesda, pp423-473.
- Poulin R. (1997) Species richness of parasite assemblages: evolution and patterns. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28, 341-358.
- Poulin R. & Leung T.F.L (2011). Body size, trophic level, and the use of fish as transmission routes by parasites. *Oecologia*, 166: 731-738.
- Poulin R., Paterson R.A., Townsend C.R., Tompkins D.M. & Kelly D.W. (2011a). Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 56, 676-688.

- Poulin R., Guilhaumon F., Randhawa H. S., Luque JL & Mouillot D. (2011b) Identifying hotspots of parasites diversity from specie-area relationships: host phylogeny versus host ecology. *Oikos*, 120, 740-747.
- Prenter J., MacNeil C., Dick J.T.A. & Dunn A.M. (2009). Roles of parasites in animal invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 385-390.
- Roberto M.C., Santana N.F. & Thomaz S.M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal Biology*, 69, 717-715.
- Seppälä O., Karvonen A. & Valtonen E.E. (2004). Parasite-induced change in host behaviour and susceptibility to predation in an eye flukeefish interaction. *Animal Behaviour*, 68, 257-263.
- Seppälä O., Karvonen A. & Valtonen E.E. (2005). Manipulation of fish host by eye flukes in relation to cataract formation and parasite infectivity. *Animal Behaviour*, 70, 889-894.
- Seppälä O. & Jokela J. (2008). Host manipulation as a parasite transmission strategy when manipulation is exploited by non-host predators. *Biology Letters*, 4, 663-666.
- Seppälä O., Valtonen E.T. & Benesh D. P. (2008). Host manipulation by parasites in the world of dead-end predators: adaptation to enhance transmission? *Proc. R.Soc. B* 275, 1611–1615.
- Strecker U. (2006). The impact of invasive fish on an endemic Cyprinodon species flock (Telostei) from Laguna Chichancanab, Yucatan, México. *Ecology of Freshwater Fish*, 15, 408-418.
- Takeda A.M., Pinha G.D., Agostinho A.R., Fujita D.S., Behrend R.D.L., Mangarotti, P.O., Rosin G.C., Sampaio A.L.A., dos Anjos A.F., de Melo S.M. & Paranhos G.R.T. (2006). Zoobentos: comunidades. In. *Relatório Anual PELD - Sítio 6* (<http://www.peld.uem.br/Relat2006/peld-sumario06.htm>)
- Takemoto R.M., Pavanelli G.C., Lizama M.A.P. Luque, J.L. & Poulin, R. (2005) Host population density as the major determinant of endoparasites species richness in floodplain fishes of the upper Paraná River, Brazil. *Journal of Helminthology*, 79, 75-84.

Takemoto R.M., Pavanelli G.C., Lizama M.A.P, Lacerda A.C.F., Yamada F.H., Moreira L.H.A., Ceschini T.L. & Bellay S. (2009) Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 69(2), 691-705.

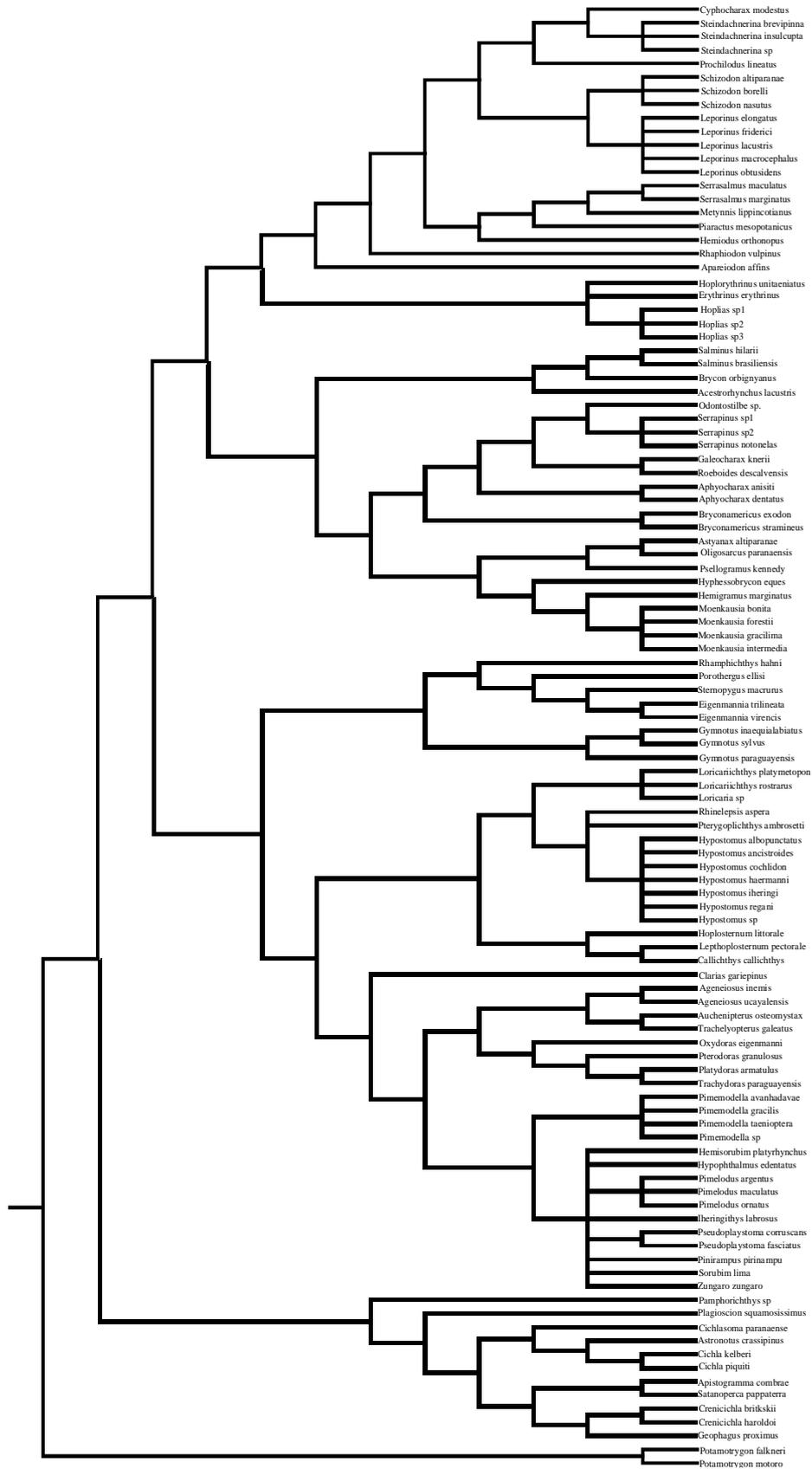
Thomaz S.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (2004) *The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.

Vázquez D.P., Poulin R., Krasnov B.R. & Shenbrot G.I. (2005). Species abundance and the distribution of specialization in host-parasite interaction networks. *Journal of Animal Ecology*, 74, 946-955.

Vitule J.R.S., Lima-Junior D.P., Pelicice F.M., Orsi M., Agostinho A.A. (2012). Preserve Brazil's aquatic biodiversity. *Nature*, 485, 309.

Zica E.O.P., Wunderlich A.C., Ramos I.P. & Silva J.R.(2010). *Austrodiplostomum compactum* (Lutz, 1928) (Digenea, diplostomidae) infecting *Geophagus proximus* Castelnau, 1855 (Cichlidae, Perciformes) in the Tietê River, Nova Avanhandavareservoir, Municipality of Buritama, São Paulo State, Brazil. *Neotropical Helminthology*, 4(1), 9-15.

APÊNDICE B – Relações filogenéticas da assembleia de peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e resultados adicionais



## REFERÊNCIAS

- Albert J.S. & Crampton W.G.R. (2005). *Diversity and phylogeny of Neotropical electric fishes (Gymnotiformes)*: In: *Electroreception* (Eds: Crampton W., Bullock T.H., Hopkins C.D., Popper A.N. & Fay R.R.) pp360-405.
- Carvalho-Costa L.F., Piuorski N.M., Willis S.C., Galetti Jr P.M. & Ortí G. (2011) Molecular systematics of the neotropical shovelnose catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker 1862 based on nuclear and mtDNA markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 59, 177–194.
- Farias I.P., Ortí G., Sampaio I., Schneider H. & Meyer A. (1999). Mitochondrial DNA phylogeny of the family Cichlidae: monophyly and fast molecular evolution of the neotropical assemblage. *Journal of Molecular Evolution*, 48, 703-711.
- Hardman, M. (2005). The phylogenetic relationships among non-diplomystid catfishes as inferred from mitochondrial cytochrome b sequences; the search for the ictalurid sister taxon (Otophysi: Siluriformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37, 700–720.
- Oliveira C., Avelino G.S., Abe K.T., Mariguela T. C., Benine R. C., Ortí G., Vari R. P. & Castro R. M. C. (2011). *BMC Evolutionary Biology*, 11, 275.
- Ortí G., Sivasundar A., Dietz K. & Jégu M. (2008). Phylogeny of the Serrasalminae (Characiformes) based on mitochondrial DNA sequences. *Genetics and Molecular Biology*, 31(1), 343-351.
- Mirande J.M. (2010). Phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes): from characters to taxonomy. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 385-568.
- Moyer G.R., Burr B.M. & Krajewski (2004). Phylogenetic relationships of thorny catfishes (Siluriformes: Doradidae) inferred from molecular and morphological data. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 140, 551-575.
- Nelson J.S. (2006). *Fishes of the world*. John Wiley & Sons Inc, New Jersey.
- Shimabukuro-Dias C.K., Oliveira C., Reis R.E. & Foresti F. (2004) Molecular phylogeny of the armored catfish family Callichthyidae (Ostariophysi, Siluriformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 32, 152–163.

Sidlauskas B.L. & Vari R.P. (2008). Phylogenetic relationships within the South American fish family Anostomidae (Teleostei, Ostariophysi, Characiformes). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 154, 70-210.

Sullivan J.P., Lundberg, J.G. & Hardman M. (2006). A phylogenetic analysis of the major groups of catfishes (Teleostei: Siluriformes) using rag1 and rag2 nuclear gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 41, 636–662

Toledo-Piza M. (2007). Phylogenetic relationships among *Acestrorhynchus* species (Ostariophysi: Characiformes: Acestrorhynchidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 151, 691-757.

Tabela 1: Lista de espécies de peixes amostradas na planície de inundação do Alto rio Paraná com classificação taxonômica, a abundância média (CPUE), tamanho medido (comprimento padrão), número de indivíduos amostrados, a prevalência de parasitismos, a abundância média de parasitas bem como a carga parasitária.

Ordem	Família	Espécies	CPUE	Amostragem	Tamanho	Prevalência	Carga	Abundância
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1244,74	251	17,15	0,004	1	0,004
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus inermis</i>	73,9	72	26,2	0,0137	1	0,014
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	5,17	6	13,1	0	0	0
Characiformes	Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i>	35,73	26	10,17	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Aphyocharax anisiti</i>		43	2,6	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Aphyocharax dentatus</i>		74	2,81	0	0	0
Perciformes	Characidae	<i>Apistogramma commbrae</i>		22	2,21	0	0	0
Perciformes	Cichlidae	<i>Astronotus crassipinus</i>	88,3	87	17,85	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i>	616,3	184	6,26	0,0054	1	0,005
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Auchenipterus osteomystax</i>	413,7	103	16,84	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Brycon orbignyanus</i>	172,07	138	19,57	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus exodon</i>	1,18	1	6	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus stramineus</i>		2	4,6	0	0	0
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	5,37	7	12,03	0	0	0
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	392,48	209	21,77	0,2679	5,01	1,344
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichla piquiti</i>	49,72	24	19,12	0,0833	6,5	0,541
Perciformes	Cichlidae	<i>Cichlasoma paranaense</i>		1	11,54	0	0	0
Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	10,06	12	58,16	0	0	0
Perciformes	Cichlidae	<i>Crenicichla britskii</i>	13,37	13	10,66	0,5	1,5	0,230
Perciformes	Cichlidae	<i>Crenicichla haroldoi</i>	0,94	1	12	0	0	0
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i>	3,53	3	8,25	0	0	0
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i>	30,71	35	16,41	0	0	0
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia virencis</i>	8,01	10	19,95	0	0	0
Characiformes	Erythrinidae	<i>Erythrinus erythrinus</i>	1,76	1	13	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Galeocharax knerii</i>	3,29	4	17,92	0	0	0

Perciformes	Cichlidae	<i>Geophagus proximus</i>	95,87	65	14,19	0,6615	10,3	6,815
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	13,45	20	34,09	0	0	0
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i>	16,12	21	31,22	0	0	0
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus paraguayensis</i>	1,18	2	37,8	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Hemigrammus marginatus</i>		3	2,93	0	0	0
Characiformes	Hemiodontidae	<i>Hemiodus orthonops</i>	201,15	120	16,79	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	102,42	99	28,14	0,0202	2,5	0,050
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	68,44	58	20,78	0	0	0
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias sp1</i>	299,49	138	26,37	0,0435	1	0,043
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias sp2</i>	323,34	121	23,77	0,0331	2,5	0,082
Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias sp3</i>	152,54	84	23,44	0,0595	1,4	0,083
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	216,87	111	12,39	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>		57	2,5	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	13	11	28,82	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus albopunctatus</i>	5,64	6	13,6	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i>	3,73	4	11,72	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus cochliodon</i>	12,48	15	15,75	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus haermanni</i>	2,01	2	12,45	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus iheringi</i>	3,27	4	10,43	0,25	2	0,5
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus regani</i>	19,04	17	13,6	0,2353	2,75	0,647
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus sp</i>	1,88	2	8,2	0	0	1,5
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Iheringithys labrosus</i>	46,14	49	17,89	0,0408	3	0,122
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus elongatus</i>	72,28	44	15,81	0	0	0
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i>	262,5	123	15,18	0	0	0
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus lacustris</i>	1234,02	189	13,45	0	0	0
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus macrocephalus</i>	44,65	44	30,73	0	0	0
Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i>	230,69	92	16,93	0,0526	1	0,011
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Leptoplosternum pectorale</i>	8,33	8	6,15	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricaria sp</i>	5,69	3	15,4	0	0	0

Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys platymetopon</i>	1008,34	264	19,2	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Loricariichthys rostratus</i>	6,63	8	13,95	0	0	0
Characiformes	Serrasalmidae	<i>Metynniss lippincottianus</i>	29,48	26	8,5	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Moenkausia bonita</i>		51	2,6	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Moenkausia forestii</i>	0,67	45	3,97	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Moenkausia gracilima</i>		56	3	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Moenkausia intermedia</i>		118	6	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Odontostilbe sp</i>		36	2,49	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Oligosarcus paranensis</i>		1	3,9	0	0	0
Siluriformes	Doradidae	<i>Oxydoras eigenmanni</i>	3,22	3	5,35	0	0	0
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Pamphorichthys sp</i>		18	1,94	0	0	0
Characiformes	Serrasalmidae	<i>Piaractus mesopotanicus</i>	65,72	73	20,02	0	0	0
Siluriformes	Heptapterididae	<i>Pimelodella avanhadavae</i>	3,37	3	9,1	0,33	3	1
Siluriformes	Heptapterididae	<i>Pimelodella gracilis</i>	10,61	13	10,63	0	0	0
Siluriformes	Heptapterididae	<i>Pimelodella taenioptera</i>	0,67	1	1,94	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus argenteus</i>	3,88	5	13,3	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	185,28	143	13,6	0,007	1	0,007
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus ornatus</i>	4,63	6	20,33	0,1667	1	8
Siluriformes	Heptapterididae	<i>Pimelodella sp</i>	0,67	1	12,5	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Piniparampus pirinampu</i>	1,18	4	54,45	0	0	0
Perciformes	Sciaenidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	106,44	104	26,66	0,7692	85,6	65,846
Siluriformes	Doradidae	<i>Platydoras armatulus</i>	3,63	3	8,5	0	0	0
Gymnotiformes	Apteronotidae	<i>Porothergus ellisi</i>	4,11	7	18,77	0	0	0
Rajiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon falkneri</i>	3,46	11	37,46	0	0	0
Rajiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon motoro</i>	2,43	11	24,89	0	0	0
Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	3094,43	447	18,2	0,0022	1	0,132
Characiformes	Characidae	<i>Psellogrammus kennedy</i>		72	3,43	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	179,66	143	40,27	0,007	2	0,014
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i>	8,23	12	23,53	0	0	0

Siluriformes	Doradidae	<i>Pterodoras granulosus</i>	53,43	69	24,63	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>	420,37	229	25,54	0,0087	1	0,009
Gymnotiformes	Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys hahni</i>	19,12	22	41,29	0	0	0
Characiformes	Cynodontidae	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	35,73	38	43,43	0	0	0
Siluriformes	Loricariidae	<i>Rhinelepis aspera</i>	14,66	17	31,29	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Roeboides descalvensis</i>	178,75	135	5,72	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	61,29	79	35,61	0,0132	1	0,013
Characiformes	Characidae	<i>Salminus hilarii</i>	14,81	16	18,69	0	0	0
Perciformes	Cichlidae	<i>Satanoperca pappaterra</i>	44,61	43	10,65	0,3721	7,5	2,791
Characiformes	Anostomidae	<i>Schizodon altoparanae</i>	0,67	1	22,4	0,0494	1	1
Characiformes	Anostomidae	<i>Schizodon borelli</i>	1213,56	260	18,78	0,0494	3,75	0,173
Characiformes	Anostomidae	<i>Schizodon nasutus</i>	13,75	14	14,95	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinus notonelas</i>		67	2,37	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinus sp1</i>		8	1,96	0	0	0
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinus sp2</i>		1	2,2	0	0	0
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Serrasalmus maculatus</i>	334,59	177	14,67	0	0	0
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Serrasalmus marginatus</i>	3055,35	391	11,84	0,0077	3,66	0,028
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Sorubim lima</i>	58,3	64	28,34	0	0	0
Characiformes	Curimatidae	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	116,44	68	6,45	0	0	0
Characiformes	Curimatidae	<i>Steindachnerina insculpta</i>	858,49	166	8,09	0	0	0
Characiformes	Curimatidae	<i>Steindachnerina sp</i>	4,7	2	6,9	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Sternopygus macrurus</i>	0,67	1	36	0	0	0
Siluriformes	Doradidae	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	1292,45	223	13,58	0	0	0
Siluriformes	Doradidae	<i>Trachydoras paraguayensis</i>	214,65	124	6,31	0	0	0
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Zungaro zungaro</i>	0,94	1	44	0	0	0

## 4 Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos

*“Those who do not learn from the past are destined to repeat it”*

*George Santayana*

### 4.1 Introdução

Já dizia o dito popular que desgraça pouca é bobagem. Atualmente vemos o nosso Poder Legislativo fazendo modificações em pontos relevantes do Código Florestal, mesmo diante de argumentos contrários que mostram o quão deletérias essas mudanças serão (Metzger 2010; Silva *et al.* 2011). Não bastasse isso, mais uma ameaça ambiental chama a atenção das pessoas que se preocupam com a conservação e uso racional dos ecossistemas brasileiros. O foco agora é dirigido diretamente sobre a integridade dos ecossistemas aquáticos, já bastante ameaçados pelas mudanças propostas no Código Florestal (Magalhães *et al.* 2011) e expansão das usinas hidroelétricas em todo o território nacional.

Na Câmara dos Deputados tramita um Projeto de Lei (PL) que, se aprovado, pode causar grandes prejuízos à conservação dos recursos e ecossistemas brasileiros de água doce. A Comissão de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Desenvolvimento e a Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável aprovaram o Projeto de Lei do deputado Nelson Meurer (PP-PR) que incentiva a criação de espécies exóticas em tanques-rede, equiparando-as às espécies nativas do local (Projeto de Lei 5989/09). Na proposta original, espécies não nativas de alto potencial invasor, mas com grande interesse para cultivo e para o comércio de alevinos, como a carpa cabeça grande (*Aristichthys nobilis*), carpa capim (*Ctenopharyngon idella*), carpa comum (*Cyprinus carpio*), carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) e tilápia do Nilo (*Oreochromis* spp), entre outras, seriam legalmente “naturalizadas” no intuito de permitir a criação das mesmas em águas continentais brasileiras, principalmente em modalidade de cultivo de tanques-rede ou estruturas similares (Câmara dos Deputados 2011). No substitutivo do relator, deputado Carlos Magno (PP-RO), a nomeação das espécies foi retirada e deixado ao Ministério da Pesca e Aquicultura a determinação das espécies não nativas que se enquadrariam nessa liberação. A questão do prévio estabelecimento no ambiente foi omitida e a proibição de solturas ficou restrita apenas às espécies aquáticas geneticamente modificadas. Em suma, propõem-se a modificação o

artigo 22 da Lei 11959 de 2009 que estabelecia que na “criação de espécies não nativas, é responsabilidade do aquicultor assegurar a contenção dos espécimes no âmbito do cativeiro, impedindo seu acesso às águas de drenagem de bacia hidrográfica brasileira” e revoga as leis anteriores sobre o tema. Como suposta contrapartida ambiental, o mesmo projeto obriga os proprietários ou as concessionárias a efetuarem o repovoamento (estocagem) de reservatórios com espécies nativas e sugere outras medidas complementares a serem indicadas pelo Ministério da Pesca e Aquicultura. Transcrevo abaixo alguns trechos da proposta, na qual problemas reais e soluções equivocadas são mesclados de forma perigosa:

*“(...) A criação de peixes em tanques-rede é um dos sistemas mais intensivos em uso na atualidade. Sua prática tem-se popularizado em virtude do fácil manejo, da elevada produtividade e do investimento inicial relativamente baixo. Ao equiparar a criação de algumas espécies de peixes em tanques-rede à criação de peixes autóctones, pretende-se afastar obstáculos normativos à produção das espécies sugeridas.*

*“(...) Os rios e lagos brasileiros, outrora piscosos, deixaram de sê-lo, em razão de vários fatores, tais como: a degradação ambiental, a pesca predatória e a construção de barragens. A redução da produtividade pesqueira é um fenômeno que se verifica em todo o país, não só em águas continentais, mas também no ambiente costeiro.*

*“(...) A pesca é uma atividade de extrema importância social e econômica, sendo imperativa a adoção de medidas que promovam o incremento de sua produtividade. Neste sentido, devem considerar-se medidas de proteção ambiental, ordenamento pesqueiro, incentivo à aquicultura e repovoamento dos ambientes aquáticos, para que voltem a tornar-se piscosos (...).”*

Infelizmente problemas ambientais complexos não têm soluções simples e não é possível manipular habitats ou populações naturais sem riscos. A baixa rentabilidade da pesca e o virtual desaparecimento de várias espécies de peixes de grande porte nos trechos altos da bacia do rio Paraná, após mais de 30 anos dos programas de repovoamento, são emblemáticas em relação a isso. O apelo pela aquicultura e repovoamento como formas de mitigação ou compensação de impactos de represamentos ainda esbarra em problemas ambientais (Agostinho *et al.* 2007). Destaca-se, nesse aspecto, que a aquicultura é a principal responsável pela introdução de espécies não nativas de peixes de água doce no Brasil e no mundo (Naylor *et al.* 2001; Casal 2006; Vitule *et al.* 2009), sendo as espécies introduzidas consideradas importantes vetores de perturbações. São vários os exemplos na literatura científica que

mostram como a introdução de peixes não nativos por aquicultura promove impactos negativos que atingem desde o nível de indivíduo até ecossistemas (Cucherousset & Olden 2011 para uma revisão atual sobre o tema). Em relação às espécies referidas no PL 5989/09, destacam-se impactos relevantes como a modificação da qualidade da água e do habitat e competição com espécies nativas (Zambrano *et al.* 2001, 2010; Canonico *et al.* 2005; Figueredo & Giani 2005; Attayde *et al.* 2011). Tantos e tão graves são esses impactos que quatro das espécies (*Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio*, *Hypophthalmichthys molitrix* e *Oreochromis niloticus*) relacionadas no PL 5989/09 são classificadas dentre as 100 mais perigosas invasoras de ecossistemas continentais de água doce do mundo (IUCN 2011). Um exemplo emblemático foi a invasão de carpas nos grandes lagos norte americanos (Kolar *et al.* 2005; Stokstad 2009). Esta invasão problemática levou o governo dos Estados Unidos a uma série de medidas no sentido de controlar sua expansão, sem, contudo, alcançar nenhum resultado significativo. Assim, a aprovação do PL 5989/09, ao negligenciar o conhecimento já disponível, em escala global, acerca dos impactos negativos das invasões biológicas, assume a clara opção por uma produção econômica a qualquer custo ambiental. No Brasil, o monitoramento da captura por unidade de esforço da pesca profissional realizado no reservatório de Barra Bonita (rio Tietê), entre 1991 e 2006, mostra que o incremento da tilápia nos desembarques, verificado a partir de 2004, se deu em detrimento das espécies nativas (AES-Tietê 2007).

#### **4.2 Riscos ambientais do PL 5989/09**

Como mencionado, o PL em tramitação “pretende afastar obstáculos normativos” ao cultivo em tanques-rede de peixes não nativos nos reservatórios brasileiros. Dois aspectos principais devem ser ressaltados nessas discussões, um inerente ao caráter universal dos escapes nesse tipo de cultivo (Beveridge 1987) e o outro que destaca as peculiaridades dos reservatórios que facilitam o estabelecimento de novas espécies e sua dispersão na bacia.

Embora o PL em tramitação trate do cultivo de peixes em regime de confinamento em tanques-rede, sendo esperado que o manejo adequado desses tanques deva impedir escapes, na prática é consenso que os escapes são inevitáveis (Agostinho *et al.* 2007, 2011; Vitule *et al.* 2009 e suas referências). Em trabalho recente, Azevedo-Santos *et al.* (2011) entrevistaram aquicultores no reservatório de Furnas e constataram que escapes acontecem em todas as

propriedades, em diferentes fases do cultivo, por diferentes razões (acidentais e/ou deliberados). Em outras palavras, mesmo em sistemas consolidados de cultivo (e.g. Furnas), escapes acontecem – um aspecto não considerado pelo PL 5989/09. É importante destacar que a magnitude dos impactos ambientais de espécies invasoras depende da sua dinâmica demográfica e da pressão de propágulos (Simberloff 2009). Escapes frequentes e/ou intensos podem causar novos impactos ou agravar problemas antes imperceptíveis, podendo ocorrer explosões populacionais e colonização de ambientes contíguos.

Mesmo que fosse garantida a eficiência total no confinamento das espécies nos tanques, isso não impede a ocorrência de outros problemas ambientais. É comum que, associado à introdução e estabelecimento de peixes não nativos, ocorram estabelecimentos secundários devido à introdução de espécies acompanhantes. A introdução de parasitas é o exemplo mais claro disso e há estudos que mostram os impactos negativos de ordem econômica e ecológica (Bartley 2011; Peeler & Feist 2011), inclusive no Brasil (*Laernea cyprinacea*; Gabrielli & Orsi 2000; Vieira & Pompeu 2001). Além disso, impactos de outra natureza, porém registrados rotineiramente em sistemas de cultivo, foram também desconsiderados, como a deterioração da qualidade da água, agregação externa de fauna nativa e alterações na sua dieta, além de conflitos sociais no uso do espaço físico (Troell & Berg 1997; Dempster *et al.* 2004; Figueredo & Giani 2005; Agostinho *et al.* 2007; Vitule 2009; Strictar-Pereira *et al.* 2010).

Em relação ao ambiente alvo do PL, os reservatórios, o fato dos mesmos serem ambientes alterados e sujeitos a distúrbios periódicos cria condições propícias ao estabelecimento de novas espécies, mais tolerantes e/ou oportunistas (Johnson *et al.* 2008). Soma-se a isso o fato de um reservatório não ser uma ilha isolada no espaço, e que animais nele liberados podem, por dispersão, atingir corpos d'água contíguos, como rios, córregos e outros reservatórios – incluindo aqueles em que o invasor ainda não se estabeleceu. Com isso, reservatórios devem facilitar o processo de invasão, por funcionarem como “*trampolins ecológicos*” para o estabelecimento, dispersão e expansão de área de espécies não nativas invasoras (Havel *et al.* 2005). Assim, espécies não nativas, como as rústicas tilápias, cultivadas em ambientes que favorecem o processo invasivo, ampliam as possibilidades de alcançarem áreas protegidas como unidades de conservação (UC's). Fica evidente que a liberação como proposta no PL potencializará o processo de invasões biológicas nos

ecossistemas aquáticos interiores, uma vez que todos os reservatórios do Brasil serão passíveis de introdução proposital e/ou acidental.

A proposta inicial condicionava a permissão do cultivo de espécies não nativas somente em reservatórios onde elas já estivessem estabelecidas. Mesmo assim, a justificativa original não julgava essa condicionante como relevante, como mostrado na transcrição abaixo.

*“(...) No que concerne à aquicultura, entendemos devam ser priorizadas as espécies já estabelecidas no ambiente aquático onde se localiza o empreendimento. Entretanto, devem ser evitados maiores empecilhos normativos à criação, em tanques-redes ou estruturas assemelhadas, instaladas em reservatórios de águas continentais, de determinadas espécies não predadoras, de alto potencial produtivo e presentes há muitas décadas em águas brasileiras, como a carpa e a tilápia (...)”*.

Isso foi assumido no substitutivo proposto pelo relator, que suprimiu a condicionante. Entretanto, mesmo com a condicionante inicial a proposta tem riscos implícitos. O primeiro seria a falta de critérios ou de informações suficientes para identificar inequivocamente as espécies estabelecidas além de aumentar a pressão de propágulos em reservatórios onde as espécies não ocorrem. O outro é decorrente do fato de liberações suplementares poderem aumentar a densidade da invasora, assegurando sua persistência como população viável e potencializando os impactos sobre as nativas. Assim, a justificativa é desprovida de qualquer fundamentação científica. Pelo contrário, novas introduções implicam em aumento da pressão de propágulos que pode tornar espécies meramente estabelecidas em invasoras problemáticas (Ricciardi & Simberloff 2009). Outros estudos também sugerem que espécies não-nativas onívoras e herbívoras podem causar impactos ambientais tão adversos quanto aqueles causados por espécies predadoras (Bartley 2011) ou ainda maiores (Cucherousset & Olden 2011), pois as primeiras têm elevado potencial em alterar a qualidade da água e do ambiente. Além disso, predação não está restrita à ingestão de peixes jovens ou adultos, ela também ocorre quando o consumo envolve os ovos e as larvas destes.

O outro ponto crítico do PL 5989/09 relaciona-se à obrigatoriedade do repovoamento anual dos reservatórios com espécies nativas. Essa prática vem sendo conduzida há mais de 30 anos em reservatórios da bacia do alto rio Paraná sem resultados eficazes, provavelmente devido a não observância de premissas básicas para a sua implementação (Agostinho *et al.*

2011). A sua banalização como estratégia de manejo tem, como a de qualquer tipo de biomanipulação, elevado risco ambiental, destacando-se aqueles associados à introdução espécies não nativas (patógenos, parasitas ou mesmo outras espécies de peixes) e degradação genética dos estoques naturais, dentre outros (Eby *et al.* 2006; Ricciardi & Simberloff 2009; Agostinho *et al.* 2010 e suas referências). Assim, a solução de manejo proposta (e.g. estocagem) deve ser decidida com base em amplo conhecimento do sistema, atender a demandas claras dos estoques, e ser executada de forma a evitar impactos genéticos, de sanidade ou nas relações interespecíficas vigentes. Esses requisitos são incompatíveis com o caráter compulsório do peixamento previsto no PL.

A obrigatoriedade das estocagens anuais de peixes em reservatórios é justificada, na proposta, pela dramática redução dos estoques pesqueiros em águas interiores. Contudo, não existe solução simples para essa catástrofe ambiental, considerando que a degradação dos ecossistemas aquáticos do país deriva, sobretudo, das alterações irreversíveis de habitat decorrente dos represamentos e, provavelmente, dos próprios programas de estocagem que inicialmente foram realizados com espécies não nativas. De qualquer maneira, o argumento utilizado para justificar a obrigatoriedade da estocagem é, ao mesmo tempo, um forte indicativo de que ela não é a solução. A depleção dos estoques de peixes na bacia do alto rio Paraná ocorreu sob a vigência de programas intensivos de repovoamento patrocinados por todas as grandes concessionárias de energia com atuação nesse segmento da bacia (Agostinho *et al.* 2007, 2010). Pode-se afirmar que as propostas básicas contidas no Projeto de Lei em tramitação apresentam soluções de ordem puramente econômicas e imediatistas (e.g. produção de pescado, produção de alevinos) para sanar problemas de ordem ambiental e social de longo prazo (e.g. perda de biodiversidade e de degradação de recursos naturais). Não existe, portanto, sintonia entre a natureza do problema e a natureza da solução. Dado que os problemas estão relacionados a alterações de habitat e espécies não nativas, seria mais lógico imaginar que a solução para os estoques depauperados das espécies nativas devesse focar sobre esses componentes, como por exemplo, o manejo de habitat (incluindo manutenção de áreas lóxicas a montante dos reservatórios, restabelecimento sazonal de vazões adequadas) e prevenção-controle de populações de espécies não-nativas.

### 4.3 Paradoxo Brasileiro

O incentivo para produção de peixes não nativos no Brasil é algo um tanto paradoxal, pois enquanto o país abriga algumas das mais diversas regiões ictiofaunísticas do planeta (e.g. ainda com muitas espécies desconhecidas), toda sua base de produção aquícola é fundamentada em espécies e pacotes tecnológicos importados. Atualmente mais de 85% da produção nacional é baseada em espécies provindas de outros países e/ou continentes, o que torna o Brasil, proporcionalmente, o maior produtor mundial de espécies não nativas (Casal 2006; Vitule *et al.* 2009). O fomento à aquicultura brasileira está focado na produção ou mesmo na pesquisa de espécies exóticas, sendo claramente reduzida a atenção dada ao desenvolvimento de tecnologias para o cultivo de espécies nativas. Em relação a essas últimas, pesa ainda o esforço em se fomentar o cultivo comercial antes que as técnicas de produção estejam consolidadas, levando à descrença do potencial dessas espécies para a aquicultura. Nesse aspecto, aparece outro paradoxo: se existe tecnologia para produção de alevinos nativos em escala suficiente para sustentar programas de repovoamento em todo território nacional, que empecilhos existiriam para se estabelecer um programa pesquisa, melhorando o desempenho zootécnico e de produção de peixes nativos? Os gestores e toda a sociedade devem compreender profundamente e refletir a respeito dessas implicações, assim como entender que não é possível confinar peixes com segurança total, ou sem riscos de escapes, mesmo que todo cuidado fosse tomado (o que via de regra não é o caso).

### 4.4 Conclusão

Há um consenso que a melhor maneira de se evitar os impactos negativos de espécies não nativas é prevenir a sua introdução (Leprieur *et al.* 2009; Vitule *et al.* 2009 e referências dentro destes artigos). Alguns autores recomendam que, mesmo na ausência de evidências negativas decorrentes de uma introdução, a prudência deve prevalecer (Simberloff 2003), basicamente devido às dificuldades e custos associados à remoção de uma espécie indesejável. Dessa forma, o PL 5989/09 representa um profundo retrocesso à conservação da diversidade biológica das águas continentais brasileiras, e, portanto, aos bens e serviços ecossistêmicos e às gerações futuras. Lembramos que o Brasil é signatário da Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (ONU 1992) e, como tal, tem obrigações de, como destaca Artigo 8º dessa convenção, “*controlar e erradicar espécies exóticas que possam*

*interferir nos ecossistemas naturais e diminuir a biodiversidade local, além da adoção de medidas preventivas”.*

Núñez & Pauchard (2010) sugerem que a insistência pelo cultivo de espécies não nativas, a ampla desinformação sobre o assunto, assim como o abismo que separa o gestor público da comunidade científica, são características típicas de países em desenvolvimento. Diante do presente contexto, fica a pergunta: na perspectiva da gestão, do conhecimento e de sua aplicação de forma transdisciplinar, até quando continuaremos “subdesenvolvidos”? Aprovar uma lei que ameaça diretamente o patrimônio ambiental da Nação, mesmo à luz de opiniões técnicas contrárias, sugere que o modelo de desenvolvimento adotado não leva em consideração o meio ambiente em que a sociedade se insere e os recursos naturais das gerações futuras.

## REFERÊNCIAS

- AES-Tietê, 2007. Programa de manejo e conservação de bacias hidrográficas e reservatórios: Ictiofauna e qualidade de água. Relatório. AES-Tietê/Eco Consultoria Ambiental, 364p.
- Agostinho AA, Gomes LC & Pelicice FM, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM.
- Agostinho AA *et al.*, 2010. Reservoir fish stoking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8:103-111.
- Attayde JL, Brasil J & Menescal RA, 2011. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 18: 437-443.
- Azevedo-Santos VM, Rigolin-Sá O & Pelicice FM, 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(4): 915-919.
- Bartley D, 2011. Aquaculture *In* Simberloff D. & Rejmánek (*eds.*), *Encyclopedia of Biological Invasions* Berkeley: University of California Press, p. 27-32.
- Beveridge, MC. 1987. Cage aquaculture. Oxford: Fishing News Book

Câmara dos Deputados 2011. <http://www2.camara.gov.br/agencia/noticias/MEIO-AMBIENTE/144593-PROPOSTA-MUDA-REGRAS-PARA-CRIACAO-DE-PEIXES-EXOTICOS.html>

Canonico GC *et al.*, 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 463–483.

Casal CMV, 2006. Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions* 8: 3-11.

Cucherousset J & Olden JD, 2011. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, 36(5): 215-230.

Dempster T *et al.*, 2004. Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. *Hydrobiologia*, 525: 245-248.

Eby LA *et al.*, 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 576-584.

Figueredo CC & Giani A, 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*, 50: 1391–1403.

Gabrielli MA & Orsi ML, 2000. Dispersão de *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17 (2): 395-399.

Havel JE, Lee CE & Vander Zanden J, 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55(6): 518-525.

Johnson PTJ, Olden JD & Zanden MJV, 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7): 357-363

IUCN, 2011. Global invasive species databank (<http://www.issg.org/database/welcome/>)

- Kolar CS *et al.*, 2005. Asian carps of the genus *Hypophthalmichthys* (Pisces: Cyprinidae) a biological synopsis and environmental risk assessment. La Crosse, WI: U.S. Geological Survey.
- Leprieur F *et al.*, 2009. Scientific uncertainty and the assessment of risks posed by non-native freshwater fishes. *Fish and Fisheries*, 10: 88-97.
- Magalhães JLB, Casatti L & Vitule JRS, 2011. Alterações no Código Florestal Brasileiro favorecerão espécies não-nativas de peixes de água doce. *Natureza & Conservação*, 9: 121-124.
- Metzger JP, 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, 8 (1): 92-99.
- Naylor RL, Williams SL & Strong DR. 2001. Aquaculture – a gateway for exotic species. *Science*, 294: 1655-1656.
- Núñez MA & Pauchard A, 2010. Biological invasions in developing and developed countries: does one model fit all? *Biological Invasions*, 12: 707-714.
- Organização das Nações Unidas, 1992. Convenção da diversidade biológica. <http://www.cbd.int/>
- Peeler EJ & Feist SW, 2011. Human intervention in freshwater ecosystems drives disease emergence. *Freshwater Biology*, 56, 705-716.
- Ricciardi A & Simberloff D, 2009. Assisted migration is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology and Evolution*, 24:248–253.
- Silva JAA *et al.*, 2011. O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, Academia Brasileira de Ciências.
- Simberloff D, 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions*, 5 (3):179-192.
- Simberloff D, 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 81-102.

Stokstad E, 2009. Biologists rush to protect great lakes from onslaught of carp. *Science*, 327: 931-932.

Strictar-Pereira L., Agostinho AA & Gomes LC, 2010. Cage culture with tilapia induces alteration in the diet of natural fish populations: the case study of *Auchenipterus osteomystax*. *Brazilian Journal Biology* 70 (4): 1021-1030.

Troell M & Berg H, 1997. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment. *Aquaculture Research*, 28(7): 527-544.

Vieira F & Pompeu PS, 2001. Peixamentos: uma alternativa eficiente? *Ciência Hoje*, 30(175): 28-33.

Vitule JRS, Freire CA & Simberloff D, 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10: 98-108.

Vitule JRS, 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2): 111-122.

Zambrano L, Scheffer M & Martínez-Ramos M, 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos*, 94: 344-350.

Zambrano L *et al.*, 2010. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions*, 12: 3061-3069.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da proposta inicial de pesquisa sobre teorias ecológicas associadas ao processo invasão, o desenvolvimento da tese trouxe a superfície um aspecto que até então tinha passado despercebido: a influência das modificações ambientais sobre as comunidades naturais. Os resultados indicaram a importância das condições ambientais na determinação do tamanho corporal das espécies. Dessa forma, a predição de que as espécies não nativas possuem maiores tamanhos corporais no ambiente invadido é, no mínimo, incompleta. A construção de

reservatórios resulta na modificação das condições ambientais em extensas áreas fluviais em todo o país, levando a modificações das condições físico-químicas das águas seguidas por alteração das comunidades biológicas. Um possível efeito da modificação da comunidade é a diminuição do tamanho corporal das espécies e da biomassa da comunidade.

Outro impacto evidente da construção dos reservatórios é a substituição de espécies de grande porte, em geral migradoras e de maior valor na pesca por aquelas menores e de baixo valor comercial. O aumento na lâmina de água proporcionado pelo reservatório e a baixa rentabilidade da pesca compõem o cenário propício para a difusão da ideia de produção de peixes, tanto por estocagem como pela criação de espécies não nativas em cativeiro, muitas vezes feitas sem o devido controle sanitário, é um vetor de introdução de parasitas não nativos. Estocagens deliberadas ou os escapes dos cultivos complementam o cenário. A liberação proposta no projeto de lei tem como cerne essa questão conforme é reproduzido abaixo.

*“(...) Os rios e lagos brasileiros, outrora piscosos, deixaram de sê-lo, em razão de vários fatores, tais como: a degradação ambiental, a pesca predatória e a construção de barragens. A redução da produtividade pesqueira é um fenômeno que se verifica em todo o país, não só em águas continentais, mas também no ambiente costeiro.”*

A aquicultura é considerada como uma das principais atividades responsáveis por introduções de espécies não nativas no Brasil e no mundo. A introdução proposital ou acidental intensifica os impactos sobre as comunidades já impactadas, seja por meio da competição direta de recursos, seja devido ao estabelecimento de espécies associadas – parasitas como mostrado. Estes últimos são favorecidos pelas modificações das condições ambientais e pelas condições no sistema de cultivo de alta densidade de indivíduos. Sistemas de produção em tanques redes funcionam como atratores de fauna nativa o que pode incrementar ainda mais o fluxo de parasitas entre as espécies.

É esse tipo de cenário que o Projeto de Lei visa legalizar com o objetivo de estimular a produção aquícola nos reservatórios em todo o país. Contudo, essa expansão se dará negligenciando vários problemas ambientais gerados pela aquicultura. É notório o descompasso entre o problema de diminuição dos estoques pesqueiros e solução proposta de expansão da aquicultura. Cria-se uma tendência a impactar negativamente ainda mais as comunidades naturais e, como consequência a oferta de recursos pesqueiros. Dessa forma, é urgente avaliar todas as questões para estabelecer os cenários e, assim, medidas de manejo

que concilie o difícil busílis de aumento da oferta de recursos pesqueiros diante das intensificações dos impactos sobre as comunidades biológicas. Soluções que visam o manejo dos estoques naturais devem ser incentivadas como a criação de unidades de conservação, manejo da vazão do rio, manejo da pesca nos reservatórios. Além delas, o desenvolvimento de pacotes tecnológicos para a produção de espécies nativas deve ser incentivado em substituição as espécies não nativas.