

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS *CAMPUS* DE TOLEDO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA

VANESSA SALETE DAGA

**Variações espaciais e temporais na abundância das espécies
introduzidas em um ‘hotspot’ de biodiversidade global, rio Iguazu,
Paraná, Brasil: impactos sobre a ictiofauna nativa**

TOLEDO-PARANÁ

2010

VANESSA SALETE DAGA

**Variações espaciais e temporais na abundância das espécies
introduzidas em um ‘hotspot’ de biodiversidade global, rio Iguazu,
Paraná, Brasil: impactos sobre a ictiofauna nativa**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de Concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

ORIENTADOR: PROF. DR. ÉDER ANDRÉ GUBIANI

TOLEDO-PARANÁ

2010

VANESSA SALETE DAGA

**Variações espaciais e temporais na abundância das espécies
introduzidas em um ‘hotspot’ de biodiversidade global, rio Iguaçu,
Paraná, Brasil: impactos sobre a ictiofauna nativa**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Éder André Gubiani
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Prof^a. Dra. Carolina Viviana Minte Vera
Universidade Estadual de Maringá

Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca Universitária
UNIOESTE/Campus de Toledo.
Bibliotecária: Marilene de Fátima Donadel - CRB – 9/924

D125v Daga, Vanessa Salete
Variações espaciais e temporais na abundância das espécies introduzidas em um 'hotspot' de biodiversidade global, Rio Iguaçu, Paraná, Brasil : impactos sobre a ictiofauna nativa / Vanessa Salete Daga. -- Toledo, PR : [s. n.], 2010. 45 f.
Orientador: Dr. Éder André Gubiani
Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Campus de Toledo. Centro de Engenharias e Ciências Exatas.

1. Ictiofauna – Iguaçu, Rio, bacia – Paraná (Estado) 2. Peixes, Assembléia de – Gradientes espaciais – Reservatórios - Iguaçu, Rio, bacia – Paraná (Estado) 3. Peixes, Assembléia de – Endemismo – Variabilidade populacional – Reservatórios – Iguaçu, Rio, bacia – Paraná (Estado) 4. Peixes de água doce – Reservatórios 3. Biodiversidade – Iguaçu, Rio, bacia – Paraná (Estado) I. Gubiani, Éder André, Or. II. T

CDD 20. ed. 639.31098162
597.09298162

“No final, nossa sociedade será definida, não pelo que criamos,
mas pelo que nos recusamos a destruir”.

John C. Sawhill

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pelo dom da vida e pela oportunidade dada para a conquista de mais uma etapa com sucesso em minha vida.

Aos meus pais, Nadir e Laine, pelo incentivo e compreensão, e por proporcionarem todas as condições para que eu pudesse chegar até aqui.

Às minhas irmãs e minha sobrinha, que compartilharam e torceram por meus sonhos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Éder André Gubiani, pela confiança demonstrada, por sua dedicação, paciência, amizade, incentivo e por ter compartilhado seus conhecimentos para a realização deste trabalho.

Ao amigo José Guilherme, pelo apoio constante, mesmo distante se fazendo parecer tão perto e, por não medir esforços para que meus dias fossem mais alegres.

À amiga, Bióloga, Tatiane Mary Gogola, pelas inúmeras ajudas e também pelos 'tchais' e momentos de descontração.

Aos amigos, Engenheiros de Pesca, Vitor André Frana, Pedro Rogério Leandro da Silva, Vinícius Valiente dos Santos e Tiago Debona, pela troca permanente e generosa de opiniões, reflexões e experiências.

Ao Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – Gerpel, pelo apoio concedido durante a realização deste trabalho.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pelas valiosas contribuições durante o curso.

Aos colegas do curso de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pelos momentos de descontração.

Variações espaciais e temporais na abundância das espécies introduzidas em um ‘hotspot’ de biodiversidade global, rio Iguaçu, Paraná, Brasil: impactos sobre a ictiofauna nativa

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos, ao longo do gradiente espacial e temporal no rio Iguaçu e, suas relações com as variáveis ambientais em cinco reservatórios. As amostragens foram realizadas de janeiro de 2004 à dezembro de 2008, com periodicidade trimestral nos reservatórios de Foz do Areia, Segredo e Salto Caxias, enquanto que nos reservatórios de Salto Santiago e Salto Osório as amostragens foram bimestrais. As capturas foram realizadas com o auxílio de redes de espera simples (malhas de 2,4 a 16 cm) e tresmalhos (feiticeiras de 6, 7 e 8 cm entre nós não adjacentes), operadas na superfície, margem e fundo, expostas por 24 horas com revistas às 8:00, 16:00 e 22:00 horas. Os peixes capturados foram identificados, medidos e pesados. A estrutura da comunidade foi avaliada pelos seus atributos número de espécies (riqueza), abundância (biomassa e número de indivíduos) e índice de diversidade de Shannon. As variáveis ambientais foram plotadas em uma matriz (física e química), sendo essa sumarizada pela análise de componentes principais (PCA). Para sumarizar os dados de composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos, a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi utilizada. O grau de associação entre as matrizes multivariadas (variáveis ambientais e composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos) foi avaliado por meio de uma rotina Procrustes. Durante o período amostral foram coletados 152.007 exemplares, sendo 148.084 indivíduos de espécies nativas e 3.923 exemplares de espécies não nativas, que foram distribuídos em seis ordens, 16 famílias, 32 gêneros e 50 espécies. As espécies nativas mais abundantes foram *Astyanax* sp. B (40,1%), *Astyanax* sp. C (19,1%) e *Pimelodus britskii* (9,1%). As espécies não nativas mais abundantes foram *Odontesthes bonariensis* (85,1%), *Prochilodus lineatus* (7,5%) e *Tilapia rendalli* (4,9%). A distribuição de abundância, em número de indivíduos e peso foi maior em Salto Santiago, tanto para espécies nativas como não nativas. Diferenças espaciais e temporais significativas foram verificadas para a riqueza, tanto para espécies nativas como não nativas, entretanto o índice de diversidade de Shannon, mostrou diferenças significativas somente para as espécies nativas. A composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos, apresentaram diferenças significativas ao longo do gradiente longitudinal do rio Iguaçu. As variáveis físicas e químicas (temperatura da água, transparência da água, pH e condutividade elétrica), foram significativas para a separação dos reservatórios ao longo do gradiente longitudinal. A análise de Procrustes mostrou que existe associação entre as variáveis físicas e químicas, e o arranjo espacial da composição e estrutura da assembleia de peixes nativos.

Palavras-chave: invasões biológicas, reservatórios em cascata, ‘hotspot’.

Spatial and temporal variations in relative of introduced species in a hotspot of global biodiversity, Iguaçu river, Paraná State, Brazil: impacts on native fish fauna

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the composition and structure of the assemblages of native and nonnative fish along the temporal and spatial gradient on the Iguaçu River, and their relations with environmental variables in five reservoirs. Samples were collected from January 2004 to December 2008, with periodicity quarterly in reservoirs Foz do Areia, Segredo and Salto Caxias, while in reservoirs Salto Santiago and Salto Osório samples were bimonthly. Catches were made with the aid of gillnets (mesh size of 2.4 to 16 cm) and trammel nets (wiches, 6, 7 and 8 cm between non-adjacent), operated on the surface, margin and bottom, exposed for 24 hours with checked at 8:00, 16:00 and 22:00 hours. Fish caught were identified, measured and weighed. The community structure was evaluated by its attributes of species (richness), abundance (biomass and number of individuals) and diversity index of Shannon. The environmental variables were plotted on a matrix (physics and chemistry) and is summarized by principal component analysis (PCA). To summarize the data on the composition and structure of the assemblages of native and nonnative fish, analysis of non-metric multidimensional scaling (NMDS) was used. The degree of association between multivariate matrices (environmental variables and the composition and structure of the assemblages of native fish and non-native) was assessed by means of a Procrustes routine. During the study period were collected from 152,007 specimens, 148,084 individuals of native species and 3,923 specimens of non-native species, which were divided into six orders, 16 families, 32 genera and 50 species. The most abundant native species were *Astyanax* sp. B (40.1%), *Astyanax* sp. C (19.1%) and *Pimelodus britskii* (9.1%). The non-native species were more abundant *Odontesthes bonariensis* (85.1%), *Prochilodus lineatus* (7.5%) and *Tilapia rendalli* (4.9%). The distribution of abundance in numbers and weight was higher in Salto Santiago, both native and non native. Spatial and temporal differences were apparent for wealth, for both native and non native, but the Shannon diversity index showed significant differences only for native species. The composition and structure of the assembly of native and nonnative fish showed significant differences along the longitudinal gradient of the Iguaçu River. The physical and chemical variables (water temperature, water transparency, pH and electrical conductivity) were significant for the separation of the reservoirs along the longitudinal gradient. Procrustes analysis showed that an association exists between the physical and chemical variables, and the spatial arrangement of the composition and structure of the assemblages of native fish.

Keywords: biological invasions, cascading reservoirs, hotspot.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Biological Invasions*. Disponível em: <<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal>>*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
MATERIAL E MÉTODOS	12
ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGENS.....	12
ANÁLISE DOS DADOS.....	15
ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA.....	15
COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA	16
VARIÁVEIS AMBIENTAIS E RELAÇÕES COM A ASSEMBLEIA DE PEIXES	17
RESULTADOS.....	18
LEVANTAMENTO ICTIOFAUNÍSTICO	18
ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA	21
COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA.....	24
VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS.	28
VARIÁVEIS AMBIENTAIS E RELAÇÃO COM A ASSEMBLEIA DE PEIXES	29
DISCUSSÃO	30
REFERÊNCIAS	36

INTRODUÇÃO

O impacto causado pelas espécies introduzidas é uma das maiores ameaças à biodiversidade (Wilcove et al. 1998; Gozlan et al. 2010). O aumento da extinção de peixes nativos de água doce é um problema global (Moyle 1995; Dudgeon et al. 2006; Chandra e Gerhardt 2008), isto é, particularmente preocupante, pois espécies introduzidas, uma vez estabelecidas, são praticamente impossíveis de eliminar (Rogowski e Stockwell 2006).

A introdução de espécies é um fato usual e crescente em nossa sociedade, pois o sistema de manutenção da população humana moderna e contemporânea é baseado em introduções de espécies para agricultura ou aquicultura, sendo essas fontes importantes para o abastecimento mundial e para o crescimento econômico, principalmente nos países em desenvolvimento (Vitule 2009). Entretanto, o crescimento da população humana, o aumento do consumo e a rápida globalização têm causado degradação generalizada dos sistemas naturais, especialmente os de água doce (Abell et al. 2008). Ecossistemas aquáticos podem ter perdido uma proporção ainda maior das suas espécies e habitats, do que os ecossistemas terrestres e oceanos, isso devido às crescentes ameaças causadas por barramentos, irrigação, poluição, introdução de espécies e sobrepesca (Revenga et al. 2005; Dudgeon et al. 2006; Johnson et al. 2008).

A introdução de espécies, no Brasil, foi comum durante as décadas de 1960 e 1970, principalmente da Bacia Amazônica para o nordeste e o sudeste do país (Agostinho 1996; Agostinho e Júlio Jr. 1996). Na maioria dos casos, com o intuito de “melhorar os estoques silvestres”, oferecer novas opções à pesca comercial, desenvolver a pesca esportiva e o turismo, preencher “nichos vazios”, oferecer formas forrageiras, além de controlar o nanismo e outros organismos (Agostinho e Júlio Jr. 1996). As espécies introduzidas afetam a comunidade de peixes nativos, provocando o desaparecimento de algumas espécies e redução na abundância e peso médio de indivíduos jovens (Sunaga e Verani 1991; Godinho et al. 1994).

Esse problema é maior em regiões onde a fauna nativa é pouco conhecida e as espécies introduzidas são comuns (Pascual et al. 2002), como no caso do rio Iguaçu, considerado uma “ecoregião” de água doce, um ‘hotspot’ de biodiversidade global (Myers 1990; Myers et al. 2000; Abell et al. 2008). Esse rio, é conhecido por abrigar uma rica assembleia de peixes com elevado grau de endemismo (Garavello et al. 1997) estimado em 75% (Zawadzki et al. 1999) e, por possuir menor número de espécies de

peixes quando comparada com outros rios da bacia do rio Paraná (Júlio Jr. et al. 1997; Shibatta et al. 2002; Gubiani et al. in press), muitas ainda não descritas (Pavanelli e Bifi 2009). Entretanto, essa ictiofauna está ameaçada por sucessivos barramentos e pela introdução de espécies não nativas.

Os represamentos alteram profundamente a dinâmica da água, a quantidade e qualidade de habitats, os processos de produção primária e, conseqüentemente, a estrutura das comunidades naturais dos sistemas fluviais em que se inserem (Agostinho et al. 2007; Agostinho et al. 2008; Tundisi e Matsumura-Tundisi 2008). Segundo esses mesmos autores, modificações relevantes são promovidas na composição da ictiofauna, com profundas alterações na demografia das populações, incluindo a redução drástica ou mesmo o desaparecimento local de espécies reofílicas e o aumento daquelas oportunistas.

Quando diversos reservatórios são construídos em um único rio, os impactos podem ser cumulativos, principalmente na retenção de nutrientes que contribui para a oligotrofização do rio como um todo, causando severas modificações na ictiofauna, podendo o processo de extinção ser pronunciado (Barbosa et al. 1999; Agostinho et al. 2007). Estima-se que 60% das maiores bacias hidrográficas do planeta estejam moderadas ou altamente fragmentadas por barragens (WCD 2000; Nilsson et al. 2005). No Brasil, a calha de rios como Grande, Tietê, Paranapanema, Iguaçu e Paraná, foram transformadas em sistemas de cascata de reservatórios. Segundo Agostinho et al. (2007), a adição de reservatórios em um rio implica em aumento da perda de habitats, na fragmentação e perda de qualidade dos habitats remanescentes, afetando os recursos, a sustentabilidade e a integridade dos ecossistemas. Além disso, a criação de represamentos pode promover oportunidades de colonização por espécies introduzidas, aumentando o subsequente sucesso no seu estabelecimento, especialmente para organismos sedentários com baixa capacidade de dispersão e dificuldade de persistir em locais com alta velocidade de fluxo (Kolar e Lodge 2000; Havel et al. 2005).

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças espaciais e temporais na composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e os possíveis efeitos das espécies não nativas, em um sistema de cascata de reservatórios, no rio Iguaçu, Paraná. Para isso, foi apresentado o levantamento ictiofaunístico, avaliada a diversidade específica (riqueza de espécies e Índice de Diversidade de Shannon), as variações na abundância das espécies nativas e não nativas e as principais alterações na composição e estrutura da assembleia de peixes. Especificamente, pretende-se

responder as seguintes questões: (i) Os atributos da assembleia diferiram na escala espacial e temporal considerada? (ii) Ocorreram mudanças na composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos ao longo do gradiente espacial e temporal? (iii) Se ocorreram diferenças, essas foram influenciadas pelas variáveis físicas e químicas?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e amostragens

Com o nome originário da língua tupi, significando “água grande”, o rio Iguaçu nasce próximo a Serra do Mar, a partir da junção dos rios Iraí e Atuba, na região da grande Curitiba (Júlio Jr. et al. 1997). Seus formadores, com origem em altitudes acima de 1.000 m, constituem o rio Iguaçu na cota de 908 m, de onde percorre 1.060 km, no sentido leste-oeste recebendo águas de diversos tributários até atingir a altitude de 78 m e desaguar no rio Paraná próximo à cidade de Foz do Iguaçu (Eletrosul 1978; Paiva 1982). Dos rios paranaenses, é o de maior bacia hidrográfica, abrangendo uma área de aproximadamente 72.000 km², da qual 79% pertence ao Estado do Paraná, 19% ao de Santa Catarina e 2% a Argentina (Júlio Jr. et al. 1997).

A bacia do rio Iguaçu apresenta clima subtropical úmido, sem estação seca, chuvas superiores a 1.000 mm anuais, com o mês mais seco excedendo a 60 mm (Júlio Jr. et al. 1997). Ao longo de sua extensão abrange, regimes térmicos distintos: (i) até a metade oriental do terceiro planalto, as temperaturas dos meses mais quentes são inferiores a 22°C, registrando-se mais de cinco geadas por ano, (ii) no trecho inferior restante, as temperaturas dos meses mais quentes superam 22°C e são registradas, no máximo 3 geadas por ano (Maack 1981). As médias anuais de precipitação variam entre 1.200 e 1.600 mm até o final do segundo planalto (próximo à União da Vitória) e de 1.600 a 1.800 mm no trecho correspondente ao terceiro planalto (Júlio Jr. et al. 1997).

O rio Iguaçu pode ser dividido em Alto, Médio e Baixo. Segundo Ingenito et al. (2004), o Alto Iguaçu não possui definição formal de seus limites, sendo aceito que compreenda o trecho desde suas nascentes, em Curitiba, até o início de suas corredeiras no município de Porto Amazonas. Essa região está localizada na divisa entre o primeiro e o segundo planalto paranaense, onde o rio Iguaçu corta a escarpa Devoniana, em um longo trecho de corredeiras, que inicia com uma queda de nove

metros, conhecida como Salto Caiacanga (Maack 1981). O Médio Iguçu, embora a literatura não estabeleça o seu limite inferior, é aceito como o trecho compreendido entre Porto Amazonas e União da Vitória, onde começa o terceiro planalto (Júlio Jr. et al. 1997). A partir desse ponto inicia-se o Baixo Iguçu, que era caracterizado pela presença de inúmeras cachoeiras, como a de Salto Grande (13 m), Salto Santiago (40 m), Salto Osório (30m) e as Cataratas do Iguçu (72 m) (Maack 1981), que deram origem a vários reservatórios, terminando em sua desembocadura no rio Paraná.

O elevado desnível da bacia hidrográfica do rio Iguçu se constituiu num grande atrativo para o aproveitamento hidrelétrico, resultando em cinco grandes reservatórios e vários pequenos, que alteraram, notavelmente, seus atributos físicos, químicos e biológicos (Júlio Jr. et al. 1997). Os grandes represamentos construídos nos últimos 26 anos no rio Iguçu transformaram as corredeiras e saltos, anteriormente presentes entre União da Vitória e Salto Caxias, em uma sequência de reservatórios que alagam 515 km² e acumulam cerca de $18,8 \times 10^6$ m³ de água. Dentre as usinas hidrelétricas da bacia, os reservatórios de Foz do Areia, Segredo, Salto Santiago, Salto Osório e Salto Caxias apresentam potências superiores a 20 MW (Júlio Jr. et al. 1997) (Figura 1).

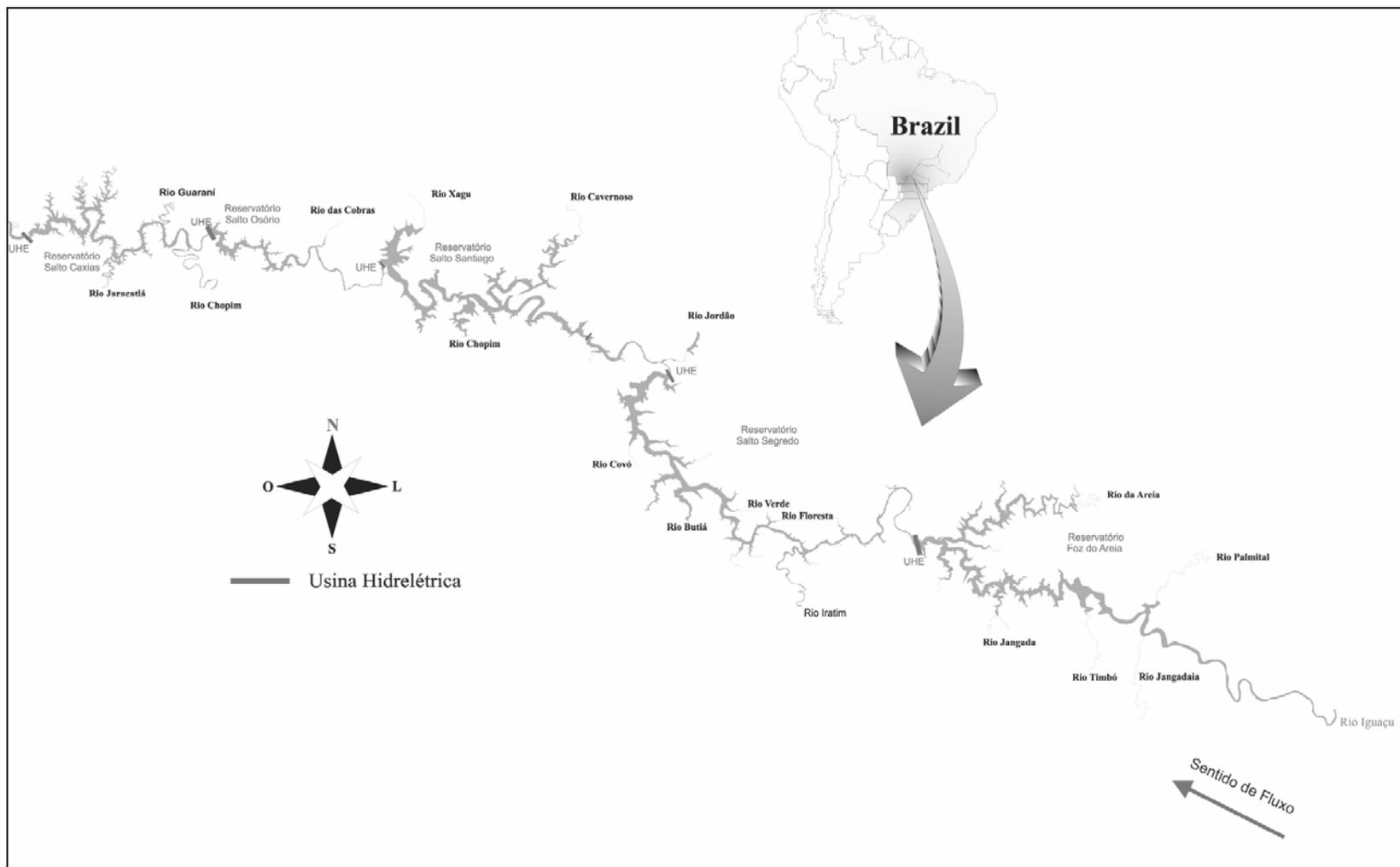


Figura 1 – Localização dos cinco reservatórios construídos na calha principal do rio Iguazu.

Foz do Areia (ou Governador Bento Munhoz da Rocha Netto – GBM), o primeiro dos grandes reservatórios do rio Iguaçu, foi formado em 1980 por uma barragem de 160 m de altura e 820 m de comprimento, inundando uma área de 139 km² na divisa dos municípios de Pinhão e Bituruna. Esse reservatório tem suas margens protegidas por vegetação natural e regiões com matas secundárias, principalmente em razão do relevo da região, que impede a prática da agricultura. Em sua margem direita recebe os rios Palmital e Areia, na margem esquerda recebe os tributários Jangadaia, Timbó e Jangada (Júlio Jr. et al. 2005) (Figura 01).

Segredo (ou Governador Ney Aminthas de Barros Braga – GNB) está localizado à jusante da Usina Hidrelétrica Foz do Areia e a montante do reservatório de Salto Santiago, nos municípios de Reserva do Iguaçu e Mangueirinha, foi formado em 1992, com uma área inundada de 82,4 km². É um reservatório pouco dendrítico, com profundidade média de 36,6 m (em alguns locais pode atingir até 100 m) e, tempo de residência da água de 47 dias. Recebe inúmeros tributários tanto em sua margem direita (Floresta, São Pedro, Verde e Touros), como na esquerda (Patos, Iratim, Butiá e Covó) (Júlio Jr. et al. 2005) (Figura 01).

Salto Santiago foi construído a partir do barramento do rio Iguaçu, entre os municípios de Rio Bonito do Iguaçu e Saudade do Iguaçu, formando nesse local a Usina Hidrelétrica de Salto Santiago, que tem a jusante a Usina Hidrelétrica de Salto Osório e a montante a Usina Hidrelétrica de Segredo. Esse reservatório teve seu enchimento iniciado em setembro de 1979 e começou sua operação em dezembro de 1980, com quatro turbinas. A barragem dessa usina, com 80 m de altura máxima e 1400 m de crista, forma um reservatório de acumulação com extensão de 80 km, que inunda uma área de 208 km². O tempo de residência é de 50,8 dias e possui profundidade média de 35 m e máxima de 70 m. Possui vários tributários na margem direita, como os rios Jordão, Cavernoso e Xagú, na margem esquerda Chopim, Guarani e Tapijara (Gubiani et al. 2010) (Figura 01).

Salto Osório foi construído a partir do barramento do rio Iguaçu, no município de São Jorge do Oeste, formando nesse local a Usina Hidrelétrica de Salto Osório, que tem a jusante a Usina Hidrelétrica de Salto Caxias e a montante a Usina Hidrelétrica de Salto Santiago. Esse reservatório teve seu enchimento iniciado em maio de 1975 e começou sua operação em setembro de 1975, com seis turbinas. A barragem principal dessa usina, tem 56 m de altura máxima e 750 m de crista, forma um reservatório fio d'água com extensão de 70 km, que inunda uma área de 55 km². O

tempo de residência é de 16 dias e possui profundidade média de 25,5 m e máxima de 40 m. Recebe três tributários, os rios das Cobras, Bonito e Bonitinho (Baumgartner et al. 2006) (Figura 01).

Salto Caxias (ou Governador José Richa – GJR), o último dos grandes reservatórios do rio Iguaçu, foi fechado em 1998, inundando uma área de 124 km² na divisa dos municípios de Capitão Leônidas Marques e Nova Prata do Iguaçu. O relevo da área de entorno do reservatório é menos acentuado do que o da região de Segredo, com ocupação agrícola mais intensa, sendo dominada por pastagens com pequenas áreas de matas secundárias. Recebe os tributários Jaracatiá e Chopim em sua margem esquerda e, Guarani, na margem direita (Júlio Jr. et al. 2005) (Figura 01).

As amostragens foram realizadas de janeiro de 2004 a dezembro de 2008. Nos reservatórios de Foz do Areia, Segredo e Salto Caxias, as amostragens foram realizadas trimestralmente enquanto que nos reservatórios de Salto Santiago e Salto Osório as amostragens foram bimestrais. Dessa forma, para evitar erros nas análises o esforço foi padronizado. Para as amostragens foram utilizadas redes de espera simples (malhas de 2,4 a 16 cm entre nós opostos) e tresmalhos (feiticeiras de 6, 7 e 8 cm entre nós não adjacentes), operadas na superfície, margem e fundo, expostas por 24 horas com revistas às 8:00, 16:00 e 22:00 horas.

Depois de capturados, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados e transportados para o laboratório de análise. De cada exemplar foi obtido o comprimento total (L_t), comprimento padrão (L_s), peso total (W_t), além da data, local, tipo de aparelho e turno de captura.

Concomitantemente às coletas de peixes foram obtidas algumas variáveis limnológicas: temperatura da água (°C), transparência da água (metros), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

Análise dos dados

Atributos da assembleia

A identificação das espécies foi efetuada segundo Menezes et al. (2007), Graça e Pavanelli (2007), Oyakawa et al. (2006), Ingenito et al. (2004) e Severi e Cordeiro (1994).

Para fins de análise dos padrões de dominância e abundância relativa das espécies, tanto espacial (reservatórios) como temporal (anos), foi utilizada a captura por unidade de esforço (CPUE) em número e peso (número de indivíduos e quilogramas por 1000 m² de rede em 24 horas; King, 1995) separado por espécies nativas e não nativas.

A diversidade específica foi expressa pela riqueza (número) de espécies e índice de diversidade de Shannon (Magurran 1988) para espécies nativas e não nativas.

O índice de Shannon (H') é definido como $H' = -\sum_{i=1}^s (p_i) \times \ln p_i$, onde: s = número de espécies; e p_i = proporção da espécie i .

Para determinar se houveram diferenças espaciais e temporais significativas entre as médias dos atributos da assembleia de peixes foi aplicada a análise de variância bifatorial (Fator 1: reservatório; Fator 2: ano). Os pressupostos de normalidade e homoscedasticidade foram avaliados usando os testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando a interação não foi significativa e a ANOVA foi significativa, o teste de Tukey foi aplicado para determinar qual nível diferiu. Se os pressupostos da ANOVA não foram atingidos, os métodos de transformação foram utilizados [logarítmica (\log_{10}); Quinn e Keough 2002]. Se, ainda assim, os pressupostos da ANOVA não foram atingidos, o método similar não-paramétrico (Kruskal-Wallis; Zar 1999) foi utilizado para testar diferenças entre as medianas (Quinn e Keough 2002). No caso de diferença significativa, foi aplicado o teste de comparação de medianas (teste de Dunn; Zar 1999) que permitiu verificar quais grupos diferiram entre si.

Composição e estrutura da assembleia

Para verificar a influência das espécies não nativas sobre a composição e estrutura da assembleia de peixes nativos, foi utilizada a análise de ordenação de escalonamento multidimensional não-métrica (NMS; Kruskal 1964a, b). O procedimento geral da NMDS resumido por McCune e Grace (2002) foi seguido e o método de distância de Sorensen foi computado. A configuração inicial randômica foi usada, o número de randomizações aos dados reais foi de 100 e o critério de estabilidade foi de $\leq 0,005$ desvios padrões no estresse sobre 100 iterações. Essas análises foram realizadas sobre a matriz de densidade para os diferentes locais e anos amostrados (por amostra).

Para testar se houve diferenças significativas na composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos entre os locais, sumarizados pela NMDS, foi

usado o procedimento de permutação multiresposta (MRPP), um método não-paramétrico para testar diferenças multivariadas entre grupos pré-definidos (Zimmerman et al. 1985). A significância da hipótese nula testada foi de que não houve diferença entre os locais e anos, para isso, foi usado um procedimento de randomização de Monte Carlo com 10000 permutações.

O método do valor indicador (IndVal; Dufrene e Legendre 1997), que combina a abundância relativa das espécies por locais com a frequência relativa de ocorrência das mesmas, foi usado para indicar a preferência de cada espécie por determinado local e ano. Para testar a significância do valor indicador para cada espécie foi usado o procedimento de randomização de Monte Carlo com 1000 permutações.

Variáveis ambientais e relações com a assembleia de peixes

As variáveis ambientais foram sumarizadas em uma matriz de variáveis físicas e químicas. A análise de variância multivariada (MANOVA; Scheiner e Gurevitch 1993) foi aplicada para avaliar possíveis diferenças espaciais e temporais nas variáveis ambientais, sendo essa significativa, foi utilizado o procedimento de análise de variância descrito anteriormente. Posteriormente, a matriz, citada acima, foi sumarizada pela análise de componentes principais (PCA; Pearson 1901; Hotelling 1933). Como essas variáveis mostraram fortes relações lineares bivariadas, a PCA foi escolhida como a técnica de ordenação mais apropriada para sumarizar a variação em n dimensões. Para determinar quais componentes principais deveriam ser retidos para interpretação foi usado o critério de broken-stick (Jackson 1993). De acordo com esse critério, somente os eixos com autovalores maiores do que os autovalores gerados ao acaso pelo modelo de broken-stick deveriam ser interpretados.

O grau de associação entre as matrizes multivariadas [variáveis ambientais (físicas e químicas) e composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos] foi avaliado por meio de uma rotina Procrustes (Gower 1971; Goodall 1991; Jackson 1995; Peres-Neto e Jackson 2001). Procrustes é um teste de concordância entre matrizes (Gower 1975; Jackson 1995), no qual a translação, rotação, reflexão e dilatação de uma matriz são ajustadas à matriz alvo, por meio de um algoritmo rotacional (“rotational-fit”), encontrando o melhor ajuste entre observações ordenadas correspondentes. O método minimiza a soma dos desvios quadrados entre as duas matrizes (estatística m^2 ; Gower 1975; Rohlf e Slice 1990). O menor valor de m^2 resultante é o melhor ajuste estatístico que descreve o grau de concordância entre as

duas matrizes. Para avaliar a significância de m^2 observado foi usado um teste de permutação, Protest. Esse é um teste unilateral que calcula o número de estatísticas m^2 randômicas que tem uma soma dos resíduos quadrados, menor ou igual, ao valor do m^2 observado (Jackson 1995). Para obter uma relativa estabilidade no valor de p estimado foram usadas 10000 permutações randômicas (Jackson e Somers 1989). Assim, o método compara a posição de cada local no espaço multivariado definido pela PCA de variáveis ambientais à mesma posição dos locais no espaço definido pela NMDS da composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos.

A riqueza de espécies, índice de diversidade, NMDS, MRPP, IndVal e a PCA foram computadas utilizando o *software* PC-Ord[®] 4.0 (McCune e Mefford 1999). As análises de variância foram feitas usando o *software* Statistica[™] 7.0. A estatística Procrustes foi calculada com o *software* PROTEST[®] (Jackson 1995). O nível de significância estatístico adotado para todas as análises foi de $p < 0,05$.

RESULTADOS

Levantamento Ictiofaunístico

Durante o período de estudo foram coletados 152.007 indivíduos, sendo 148.084 pertencentes às espécies nativas e 3.923 indivíduos de espécies não nativas, distribuídos em seis ordens, 16 famílias, 32 gêneros e 50 espécies (Tabela I). As espécies nativas foram distribuídas em três ordens, 10 famílias, 17 gêneros e 30 espécies, destas 23 são consideradas endêmicas, sendo que as mais abundantes foram *Astyanax* sp. B (40,1%), *Astyanax* sp. C (19,1%) e *Pimelodus britskii* (9,1%). As espécies não nativas foram pertencentes a seis ordens, nove famílias, 15 gêneros e 20 espécies, sendo que as mais abundantes foram *Odontesthes bonariensis* (85,1%), *Prochilodus lineatus* (7,5%), especialmente para o reservatório de Foz do Areia, e *Tilapia rendalli* (4,9%). A riqueza de espécies nativas, ao longo do gradiente espacial, foi praticamente constante, variando de 27 (reservatórios de Foz do Areia e Salto Caxias) a 23 espécies (reservatório de Salto Santiago; Tabela I). Para as espécies não nativas, a exceção foi o reservatório de Foz do Areia que apresentou a maior riqueza de espécies introduzidas (12), os demais variaram de 6 a 8 espécies (Tabela I).

Tabela I – Enquadramento taxonômico das espécies de peixes amostradas ao longo do gradiente longitudinal nos reservatórios do rio Iguaçu. Foz do Areia (FOA), Segredo (SEG), Salto Santiago (SSA), Salto Osório (SOS) e Salto Caxias (CAX). (Δ = Espécies endêmicas; ** = Espécies Não Nativas).

Espécies/Locais	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX
Classe Actinopterygii – Osteichthyes					
ORDEM CYPRINIFORMES					
Família Cyprinidae					
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 – “carpa”**	4	3	3	0	10
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) – “carpa-capim”**	1	0	0	0	0
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) – “carpa-prateada”**	4	0	0	0	0
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845) – “carpa-cabeçuda”**	2	0	0	0	0
ORDEM CHARACIFORMES					
Família Parodontidae					
<i>Apareiodon vittatus</i> Garavello, 1977 – “canivete”Δ	121	1326	257	1633	1267
Família Anostomidae					
<i>Leporinus</i> sp. – “piauí”**	0	0	0	1	0
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850 – “piapara”**	16	0	0	0	1
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1987 – “piaussu”**	0	0	0	2	0
Família Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836) – “curimba”**	290	3	0	0	1
Família Characidae					
Incertae sedis					
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000 – “tambuí”	127	128	4362	448	980
<i>Astyanax gymnodontus</i> – “lambarizão” Δ	161	890	4907	2255	2220
<i>Astyanax</i> sp. B – “lambari-do-rabo-vermelho” Δ	11729	4841	28019	8461	6400
<i>Astyanax</i> sp. C – “lambari-do-rabo-amarelo” Δ	1591	2708	20157	2025	1738
<i>Astyanax</i> sp. D – “lambari” Δ	1	4	0	0	13
<i>Astyanax</i> sp. E – “lambari-relógio”Δ	557	54	69	151	2129
<i>Astyanax</i> sp. G – “lambarizão” Δ	10	2	0	0	0
Sub-família Bryconinae					
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850) – “piraputanga”**	1	0	0	0	0
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850) – “piracanjuba”**	0	2	0	0	0
<i>Bryconamericus ikaa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004 – “lambarizinho” Δ	412	1005	64	88	533
<i>Bryconamericus</i> sp. B – “lambarizinho” Δ	10	0	0	0	0
<i>Oligosarcus longirostris</i> Menezes & Géry, 1983 – “saicanga” Δ	1487	543	1544	1415	1046
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816) – “dourado”**	2	0	1	0	0
Família Curimatidae					
<i>Cyphocharax santacatarinae</i> (Fernández-Yépez, 1948) – “aracat”	24	0	0	8	629
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794) – “traíra”	241	50	486	168	36
ORDEM SILURIFORMES					
Família Callichthyidae					
Sub-família Callichthyinae					

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758) – “□aracat”***	1	0	0	0	0
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) – “□aracat”***	1	0	0	0	0
Sub-família Corydoradinae					
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910 – “coridoras”	0	0	0	0	2
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842) – “coridoras”	588	1699	2218	652	723
Família Clariidae					
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822) – “bagre-africano”***	0	0	0	2	0
Família Loricariidae					
Sub-família Hypostominae					
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836 – “cascudo-avião”	141	513	221	46	3
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911) – “cascudo” Δ	73	97	25	199	54
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947) – “cascudo” Δ	12	10	2	20	209
Sub-família Ancistrinae					
<i>Ancistrus</i> sp. – “cascudo roseta” Δ	4	0	1	11	2
Família Heptapteridae					
<i>Rhamdia branneri</i> Haseman, 1911 – “bagre” Δ	2	9	20	42	2
<i>Rhamdia voulezi</i> Haseman, 1911 – “bagre” Δ	55	41	52	29	13
Família Pimelodidae					
<i>Pimelodus ortmanni</i> Haseman, 1911 – “mandi” Δ	35	270	242	155	158
<i>Pimelodus britskii</i> Garavello & Shibatta, 2007 – “mandi” Δ	1491	2528	3107	2390	3992
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889) – “cachara”***	0	0	0	0	1
<i>Steindachneridion melanodermatum</i> Garavello, 2005 – “monjolo” Δ	0	1	0	0	3
Família Auchenipteridae					
Sub-família Centromochlinae					
<i>Glanidium ribeiroi</i> Haseman, 1911 – “bocado” Δ	32	199	29	59	147
<i>Tatia aracatiá</i> Pavanelli & Bifi, 2009 – “bagre” Δ	0	0	0	10	38
ORDEM GYMNOTIFORMES					
Família Gymnotidae					
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839) – “morenita”***	8	2	8	5	0
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandez-Matioli, 1999 – “morenita”***	0	1	0	0	2
ORDEM PERCIFORMES					
SUB-ORDEM PERCOIDEI					
Família Cichlidae					
Sub-família Cichlasomatinae					
<i>Australoheros kaaygua</i> Casciotta, Almirón & Gómez, 2006 – “cará” Δ	5	0	1	3	0
Sub-família Cichlinae					
<i>Crenicichla iguassuensis</i> Haseman, 1911 – “joaninha” Δ	78	163	234	560	386
<i>Crenicichla</i> sp. – “joaninha” Δ	16	28	114	190	225
Sub-família Geophaginae					
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824) – “cará”	488	319	825	160	83
Sub-família Pseudocrenilabrinae					
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) – “tilápia-do-Nilo”***	0	1	11	1	2
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897) – “tilápia”***	26	39	99	20	9
ORDEM ATHERINIFORMES					

Família Atherinopsidae**Sub-família Atherinopsinae**

<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835) – “peixe-rei”***	0	857	2082	196	202
Riqueza Espécies Nativas	27	24	23	25	27
Riqueza Espécies Endêmicas	21	19	18	19	20
Riqueza Espécies Não Nativas	12	8	6	7	8
Número total	19847	18336	69160	21405	23259

Atributos da assembleia

A abundância espacial para as espécies nativas e não nativas teve maior valor médio no reservatório de Salto Santiago, tanto para número de indivíduos como em peso (3,48 ind./1000 m² de rede em 24 horas e 4,85 kg/1000 m² de rede em 24 horas e 1,94 ind./1000 m² de rede em 24 horas e 3,71 kg/1000 m² de rede em 24 horas, respectivamente; Figura 2a, b). A abundância temporal para as espécies nativas teve maior valor médio no ano de 2008, tanto para número de indivíduos como em peso (3,11 ind./1000 m² de rede em 24 horas e 4,64 kg/1000 m² de rede em 24 horas; Figura 2c, d). Para as espécies não nativas, os maiores valores médios foram verificados no ano de 2004 (1,50 ind./1000 m² de rede em 24 horas e 3,54 kg/1000 m² de rede em 24 horas; Figura 2c, d).

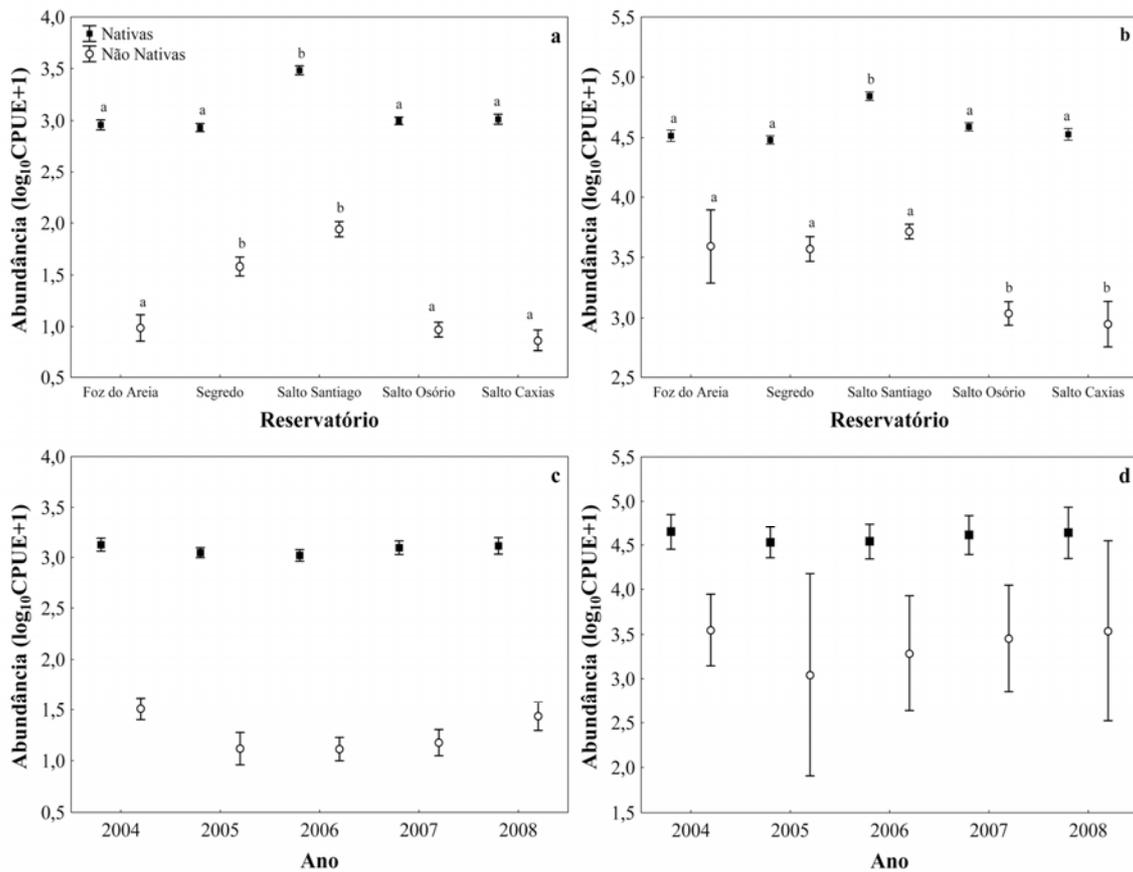


Figura 2 – Variação espacial (a e b) e temporal (c e d) para abundância (número de indivíduos e kg/1000 m² de rede em 24 horas) de espécies nativas e não nativas amostradas nos reservatórios do rio Iguaçu, Paraná, durante o período de janeiro de 2004 a dezembro de 2008. Letras entre parêntesis representam diferenças espaciais significativas (teste de Tukey; $p < 0,05$).

Os maiores valores médios de riqueza foram registrados nos reservatórios de Salto Caxias ($S=19,8$) e Salto Osório ($S=19,7$) (Figura 3a). Diferenças significativas ($F_{4,98} = 7,55$; $p < 0,001$) foram verificadas entre os reservatórios, sendo Foz do Areia e Salto Santiago diferentes de Salto Osório e Salto Caxias (teste de Tukey; $p < 0,05$; Figura 3a). Não foram verificadas diferenças temporais significativas para a riqueza de espécies nativas. Os maiores valores médios de riqueza foram registrados nos anos de 2004 ($S= 19,4$) e 2008 ($S= 18,7$) (Figura 3c). Por outro lado, o índice de diversidade de Shannon apresentou diferenças espaciais significativas ($H_{4,98}= 62,69$; $p < 0,001$). Os reservatórios de Foz do Areia e Salto Santiago diferiram de Segredo, Salto Osório e Salto Caxias (teste de Dunn; $p < 0,05$; Figura 3b). A maior diversidade média foi encontrada nos reservatórios de Segredo ($H'=2,14$) e Salto Caxias ($H'= 2,06$) (Figura 3b). Igualmente à riqueza, não foram verificadas diferenças temporais para a diversidade de espécies nativas. A maior diversidade média foi verificada nos anos de 2004 ($H'=1,91$) e 2006 ($H'= 1,90$) (Figura 3d).

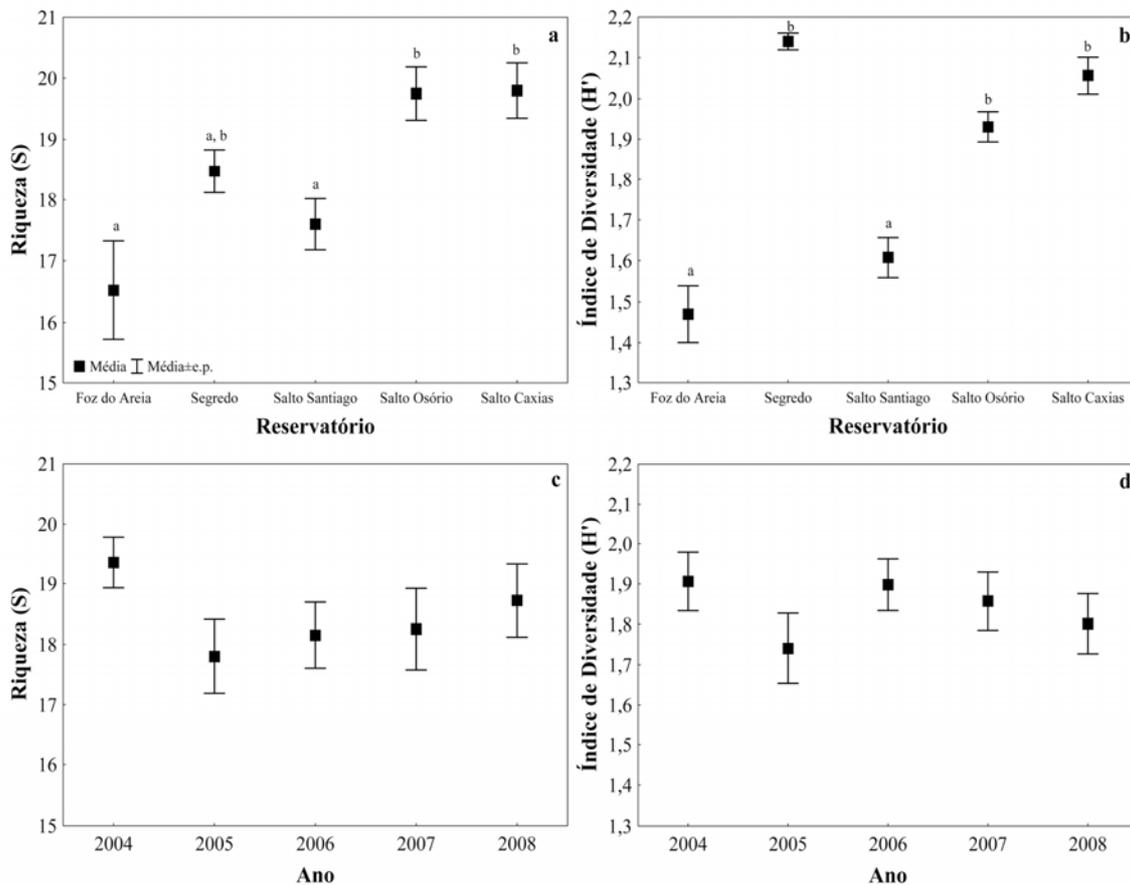


Figura 3 – Variação espacial e temporal da riqueza de espécies (S; a e c) e do índice de diversidade de Shannon (H'; b e d) para as espécies nativas amostradas nos reservatórios do rio Iguaçu, Paraná, durante o período de janeiro de 2004 a dezembro de 2008. Letras entre parêntesis representam diferenças espaciais significativas (teste de Tukey e Dunn; $p < 0,05$).

A riqueza das espécies não nativas apresentou maior valor médio para os reservatórios de Foz do Areia ($S=2,53$) e Salto Santiago ($S=2,50$) (Figura 4a). Para a escala temporal o maior valor médio de riqueza foi registrado para os anos de 2008 ($S=3,06$) e 2004 ($S=2,30$) (Figura 4c). Para esse atributo foram verificadas diferenças espaciais ($H_{4;95}=10,09148$; $p=0,0389$) e temporais ($H_{4;95}=10,06617$; $p=0,0393$) significativas. Diferenças foram verificadas entre os reservatórios de Salto Santiago e Salto Caxias (teste de Dunn; $p < 0,05$; Figura 4a) e entre os anos de 2006 e 2008 (teste de Dunn; $p < 0,05$; Figura 4c). Ao contrário, o índice de diversidade de Shannon não apresentou diferenças espaciais nem temporais significativas. A maior diversidade espacial média foi verificada nos reservatórios de Foz do Areia e Salto Osório (ambos, $H'=0,40$) (Figura 4b). Enquanto que, para a escala temporal a maior diversidade média foi verificada nos anos de 2008 ($H'=0,49$) e 2007 ($H'=0,34$) (Figura 4d).

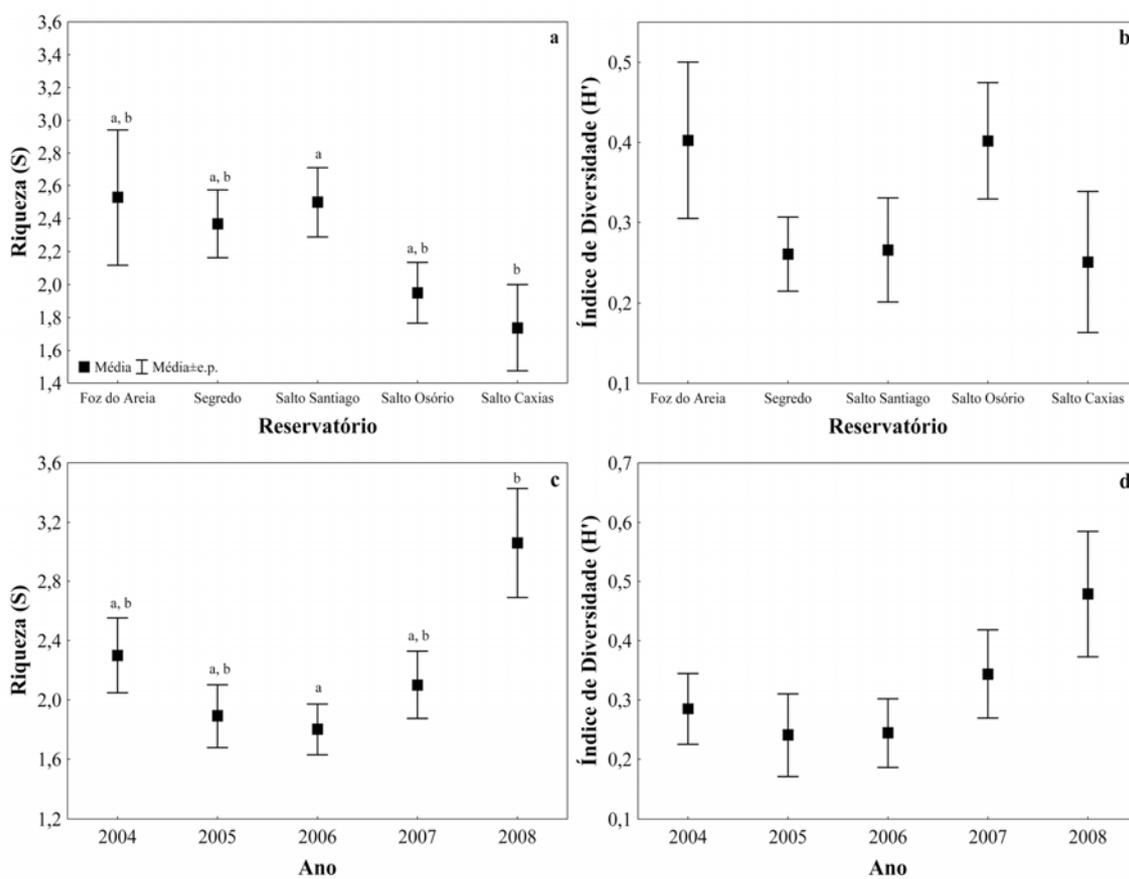


Figura 4 – Variação espacial e temporal da riqueza de espécies (S; a e c) e do índice de diversidade de Shannon (H'; b e d) para as espécies não nativas amostradas nos reservatórios do rio Iguaçú, Paraná, durante o período de janeiro de 2004 a dezembro de 2008. Letras entre parêntesis representam diferenças espaciais significativas (teste de Dunn; $p < 0,05$).

Composição e estrutura da assembleia

A análise de ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) resumiu a composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e separou os locais considerados neste estudo (Figura 5). Após 27 interações, o critério de estabilidade foi atingido com estresse final de 15,79 (teste de Monte Carlo: $p < 0,01$) para solução em duas dimensões. A proporção de variância representada por cada eixo, baseado no r^2 entre a distância no espaço da ordenação e o espaço original foi de 0,69 para o eixo 1 e 0,19 e para o eixo 2, totalizando 0,88.

A localização dos reservatórios ao longo do eixo 1 (Figura 5a), revela que os padrões de composição e estrutura da ictiofauna são fortemente influenciados por mudanças espaciais ocorridas ao longo do gradiente longitudinal (Figura 5c). A análise não-paramétrica de permutação multiresposta (MRPP) revelou diferenças espaciais significativas na composição e estrutura da assembleia de peixes nativos entre os locais

pré-definidos ($A = 0,256$; $p < 0,001$). Essa diferença fica evidente na distribuição média dos escores para o eixo 1 (Figura 5c), demonstrando que, a composição e estrutura da ictiofauna do reservatório de Salto Santiago seja diferente da assembleia contida nos demais reservatórios do rio Iguaçu. A NMDS temporal não revelou nenhum padrão na composição e estrutura da assembleia de peixes nativos, apenas há tendência de diminuição dos escores nos últimos dois anos (2007 e 2008). Isso foi confirmado pela MRPP demonstrando que não houve diferença significativa entre os anos ($A = 0,002$; $p = 0,326$; Figura 5d).

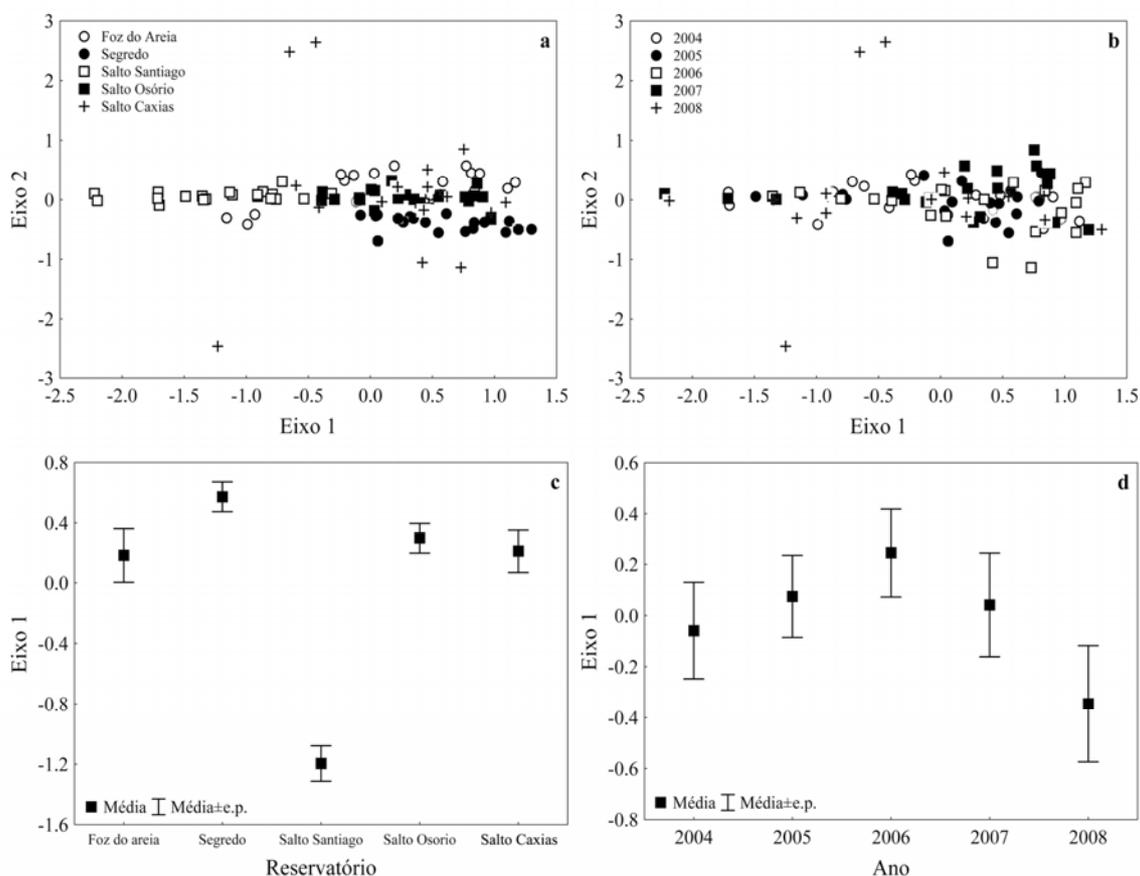


Figura 5 – Escores dos eixos (solução em duas dimensões; Eixo 1 e Eixo 2) da análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS) para análise de padrões espaciais (a) e temporais (b) na assembleia de peixes nativos nos reservatórios do rio Iguaçu, Paraná, amostrados de janeiro de 2004 a dezembro de 2008. Variação média dos escores da NMDS para o eixo 1, para reservatórios (c) e por ano (d) (e.p. = erro padrão).

O gradiente espacial foi caracterizado por diferentes espécies nativas indicadoras (IndVal; Tabela II). As espécies *B. ikaa*, *G. ribeiroi*, *H. commersoni* e *P. ortmanni* foram indicadoras para o reservatório de Segredo. Seis espécies *A. altiparanae*, *A. gymnodontus*, *Astyanax* sp. B, *Astyanax* sp. C, *G. brasiliensis* e *H. aff.*

malabaricus, foram significativas indicadoras do reservatório de Salto Santiago. As espécies *A. vittatus*, *C. iguassuensis*, *H. derbyi* e *R. branneri* foram indicadoras para o reservatório de Salto Osório. Oito espécies foram significativas indicadoras do reservatório de Salto Caxias *Astyanax* sp. D, *Astyanax* sp. E, *C. ehrhardti*, *C. santacatarinae*, *Crenicichla* sp., *H. myersi*, *S. melanudermatun* e *T. jaracatia*.

Tabela II – Sumário da análise de valor indicador mostrando a abundância relativa, frequência relativa e o valor indicador para as espécies nativas e os locais amostrados (FOA=Foz do Areia, SEG=Segredo, SSA=Salto Santiago, SOS=Salto Osório e CAX=Salto Caxias; somente espécies com valores significativos). (Negrito indica valor indicador significativo ($p < 0,05$; teste de permutação de Monte Carlo).

Espécies	Abundância Relativa					Frequência Relativa					INVAL				
	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX
<i>A.altiparanae</i>	2	2	62	6	28	59	100	100	95	100	1	2	62	6	28
<i>A. gymnodontus</i>	2	10	52	24	12	88	100	100	100	84	2	10	52	24	10
<i>Astyanax</i> sp. B	21	8	47	14	10	100	100	100	100	100	21	8	47	14	10
<i>Astyanax</i> sp. C	5	10	71	7	6	100	100	100	100	84	5	10	71	7	5
<i>Astyanax</i> sp. D	0	1	0	0	99	6	5	0	0	32	3	0	0	0	31
<i>Astyanax</i> sp. E	26	2	3	6	62	100	58	50	75	84	26	1	1	5	53
<i>A. vittatus</i>	3	31	6	36	24	82	100	95	100	100	3	31	5	36	24
<i>B. ikaa</i>	18	50	3	4	25	65	100	75	95	84	12	50	2	4	21
<i>C. ehrhardti</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	0	26	0	0	0	0	26
<i>C. iguassuensis</i>	6	11	16	37	30	76	84	95	100	84	4	10	15	37	26
<i>C. santacatarinae</i>	4	0	0	1	95	18	0	0	15	100	1	0	0	0	95
<i>Crenicichla</i> sp.	3	5	20	34	37	41	47	70	100	95	1	2	14	34	35
<i>G. brasiliensis</i>	27	17	43	8	4	100	100	100	95	95	27	17	43	8	4
<i>G. ribeiroi</i>	7	45	6	13	30	41	95	65	75	95	3	42	4	9	28
<i>H. commersoni</i>	16	54	22	5	3	94	100	100	65	16	15	54	22	3	0
<i>H. derbyi</i>	17	23	6	44	10	76	89	55	100	89	13	20	3	44	9
<i>H. aff. malabaricus</i>	26	5	47	16	6	88	95	100	100	84	23	5	47	16	5
<i>H. myersi</i>	4	3	1	6	87	35	37	10	50	100	1	1	0	3	87
<i>P. ortmanni</i>	4	34	29	18	15	59	100	100	100	84	2	34	29	18	13
<i>R. branneri</i>	3	12	26	54	5	12	32	50	70	21	0	4	13	38	1
<i>S. melanudermatum</i>	0	13	0	0	88	0	5	0	0	26	0	1	0	0	23
<i>T. jaracatia</i>	0	0	0	22	78	0	0	0	30	42	0	0	0	7	33

A análise de ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) também sumarizou a composição e estrutura da assembleia de peixes não nativos e separou os locais considerados neste estudo (Figura 6). Após 44 interações, o critério de estabilidade foi atingido com estresse final de 14,88 (teste de Monte Carlo: p

$< 0,01$) para solução em duas dimensões. A proporção de variância representada por cada eixo, baseado no r^2 entre a distância no espaço da ordenação e o espaço original foi de 0,47 para o eixo 1 e 0,29 para o eixo 2, totalizando 0,76.

A localização dos reservatórios ao longo do eixo 1 (Figura 6a), revela que os padrões de composição e estrutura da ictiofauna também são fortemente influenciados por mudanças espaciais ocorridas ao longo do gradiente longitudinal (Figura 6a). A análise não-paramétrica de permutação multiresposta (MRPP) revelou diferenças espaciais significativas na composição e estrutura da assembleia de peixes não nativos entre os locais ($A = 0,274$; $p < 0,001$). Essa diferença fica evidente na distribuição média dos escores para o eixo 1 (Figura 6c), demonstrando que, a composição e estrutura da ictiofauna não nativa do reservatório de Foz do Areia, seja diferente da assembleia contida nos demais reservatórios do rio Iguaçu. Igualmente à NMDS para as nativas, não foi revelado nenhum padrão na composição e estrutura para a assembleia de peixes não nativos ao longo dos anos, apenas há tendência de aumento nos escores nos últimos dois anos (2007 e 2008). Isso foi confirmado pela MRPP demonstrando que não houve diferença significativa ao longo dos anos ($A = -0,007$; $p = 0,789$; Figura 6d).

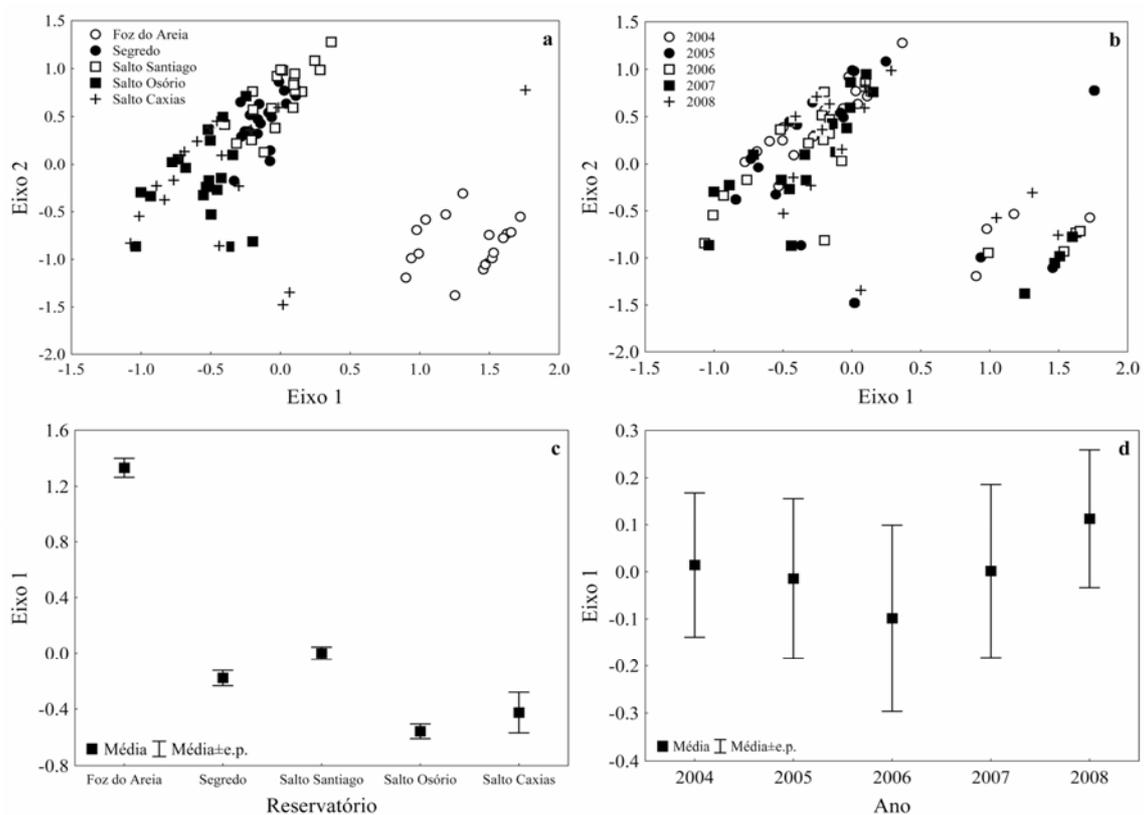


Figura 6 – Escores dos eixos (solução em duas dimensões; Eixo 1 e Eixo 2) da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para análise de padrões espaciais (a) e temporais (b) na assembleia de peixes não nativos nos reservatórios do rio Iguaçu, Paraná, amostrados de janeiro de 2004 a dezembro de 2008. Variação média dos escores da NMDS para o eixo 1, para reservatórios (c) e por ano(d) (e.p. = erro padrão).

O gradiente espacial foi caracterizado por diferentes espécies não nativas indicadoras (IndVal; Tabela III). As espécies *H. nobilis* e *P. lineatus* foram indicadoras para o reservatório de Foz do Areia. Três espécies foram indicadoras para reservatório de Salto Santiago, *O. bonariensis*, *O. niloticus* e *T. rendalli*.

Tabela III – Sumário da análise de valor indicador mostrando a abundância relativa, frequência relativa e o valor indicador para as espécies não nativas e os locais amostrados (FOA=Foz do Areia, SEG=Segredo, SSA=Salto Santiago, SOS=Salto Osório e CAX=Salto Caxias; somente espécies com valores significativos). (Negrito indica valor indicador significativo ($p < 0,05$; teste de permutação de Monte Carlo).

Espécies	Abundância Relativa					Frequência Relativa					INVAL				
	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX
<i>H. nobilis</i>	100	0	0	0	0	12	0	0	0	0	12	0	0	0	0
<i>O. bonariensis</i>	0	27	61	6	6	0	100	100	100	84	0	27	61	6	5
<i>O. niloticus</i>	0	7	73	7	14	0	5	30	5	11	0	0	22	0	1
<i>P. lineatus</i>	99	1	0	0	0	100	16	0	0	5	99	0	0	0	0
<i>T. rendalli</i>	15	21	49	10	5	41	84	70	50	32	6	17	35	5	1

Variáveis físicas e químicas

Os valores médios (\pm desvio padrão) das variáveis físicas e químicas para os reservatórios são mostrados na Tabela IV. Diferenças espaciais significativas foram verificadas (MANOVA; $p < 0,05$). Para temperatura da água diferenças foram verificadas entre o reservatório de Segredo e Salto Caxias. Para transparência, os reservatórios de Foz do Areia e Segredo diferiram dos demais. Para o pH, Segredo diferiu de Foz do Areia, Salto Santiago e Salto Osório. E, para condutividade elétrica, Foz do Areia diferiu de Salto Caxias (teste de Tukey; $p < 0,05$).

Tabela IV – Sumário das variáveis físicas e químicas (média \pm d. p.) para os reservatórios, (FOA=Foz do Areia, SEG=Segredo, SSA=Salto Santiago, SOS=Salto Osório e CAX=Salto Caxias), durante o período de estudo. Além da análise de variância para as respectivas variáveis. Valores em negrito indicam diferenças significativas ao longo do gradiente longitudinal.

Variáveis	FOA	SEG	SSA	SOS	CAX	F	p
Temperatura da água	22,12±3,53	20,66±3,26	22,55±3,57	22,51±3,19	24,17±2,97	2,72	0,03
Transparência da água	1,18±0,45	1,76±0,48	2,43±0,38	2,69±0,68	2,29±0,81	19,30	0,00
pH	6,95±0,54	6,42±0,43	6,92±0,44	7,03±0,46	6,73±0,51	4,93	0,00
Condutividade Elétrica	58,57±7,74	49,07±8,61	48,21±16,13	49,06±15,85	42,73±6,03	4,10	0,00
Oxigênio Dissolvido	7,32±0,73	6,52±1,07	7,01±0,94	7,29±1,11	7,30±1,25	2,01	0,10

A análise de componentes principais sumarizou a matriz de variáveis físicas e químicas. Nessa análise dois eixos foram retidos para interpretação (variância cumulativa explicada = 52,04%). Apesar de dois eixos serem retidos para interpretação, o eixo 1 (autovalor: 1,47; % explicação: 29,36%) revelou o principal padrão na separação dos locais em relação as variáveis físicas e químicas. As variáveis mais correlacionadas com o eixo 1 foram pH (autovetor: 0,64), positivamente e condutividade elétrica (autovetor: -0,27), negativamente, essas variáveis foram responsáveis pela separação dos locais (reservatórios) ao longo do gradiente longitudinal para as variáveis físicas e químicas. Para o eixo 2 (autovetor: 1,13; % explicação: 22,68%) as variáveis mais correlacionadas foram, positivamente, temperatura da água (autovetor: 0,51) e, negativamente, oxigênio dissolvido (autovetor: -0,77).

Variáveis ambientais e relação com a assembleia de peixes

Os escores da PCA das variáveis físicas e químicas foram comparados com os escores das NMDS que sumarizaram a composição e estrutura da assembleia de peixes nativos e não nativos. O arranjo espacial dos cinco reservatórios nos dois primeiros eixos, em ambas as ordenações, mostraram similaridades.

A associação entre as variáveis físicas e químicas e a composição e estrutura da assembleia de peixes nativos foi maior do que a esperada ao acaso (PROTEST; $m^2 = 0,95$; $p = 0,03$), demonstrando que há associação significativa entre as variáveis físicas e químicas e o arranjo espacial da composição e estrutura da assembleia de peixes nativos ao longo do gradiente espacial. Entretanto, a associação entre as variáveis físicas e químicas e a composição e estrutura da assembleia de peixes não nativos por meio do ajuste dos dois (eixos) arranjos espaciais usando o PROTEST não foi maior do que o esperado ao acaso ($m^2 = 0,97$; $p = 0,16$), demonstrando que não há associação significativa entre as variáveis físicas e químicas e o arranjo espacial da composição e estrutura da assembleia de peixes não nativos ao longo do gradiente espacial.

DISCUSSÃO

O elevado grau de endemismo das espécies do rio Iguaçu, vem sendo atribuído ao fato desse rio possuir um isolamento geográfico eficaz para as espécies de peixes em sua foz (Cataratas do Iguaçu), que juntamente com características peculiares do clima da região, contribuíram para formação da atual assembleia de peixes (Severi e Cordeiro 1994; Agostinho et al. 1997a; Garavello et al. 1997), sendo que alterações nos habitats, levam a riscos de extinção em massa, nesse caso em nível global (Agostinho et al. 1997a). Ao isolamento geográfico e a presença de reservatórios em cascata, é atribuída a ausência de espécies migradoras, pois tais peculiaridades impedem os deslocamentos populacionais, necessários para completar seus ciclos vitais (Britto e Sirol 2005).

A distribuição longitudinal da ictiofauna ao longo da bacia hidrográfica do rio Iguaçu não é uniforme, pois algumas espécies são encontradas apenas em regiões de maior altitude, próximas às cabeceiras, enquanto outras são exclusivas das regiões do curso médio e baixo (Abilhoa 2004; Ingenito et al. 2004; Wosiacki e Garavello 2004; Garavello 2005; Abilhoa e Duboc 2007). Esse mesmo padrão foi observado em nosso estudo, em que, a distribuição das espécies parece seguir o padrão esperado para rios Sul-americanos (maior riqueza e diversidade na foz do que nas cabeceiras; Lowe-McConnel 1999; Nogueira et al. 2005). Além disso, em reservatórios em cascata, Britto e Carvalho (2006) estudando a distribuição da ictiofauna no rio Paranapanema, observaram tendência similar.

A estrutura e distribuição espacial da ictiofauna nativa foram influenciadas pelas variáveis físicas e químicas, sendo o mesmo padrão verificado por Carvalho et al. (1998b), Orsi (2005) e, Britto e Carvalho (2006), em reservatórios em cascata no rio Paranapanema, bem como para o alto rio Paraná por Benedito-Cecílio et al. (1997) e Santos (1999). As variáveis responsáveis pelas alterações espaciais foram pH, condutividade elétrica, temperatura da água e oxigênio dissolvido.

Para temperatura da água, transparência e pH, foi observado aumento dos valores médios em relação ao gradiente espacial. Por outro lado, para condutividade elétrica, houve diminuição ao longo do gradiente espacial. Resultados semelhantes foram encontrados por Nogueira et al. (2005), para os reservatórios em cascata do rio Paranapanema, em que o aumento da temperatura da água ao longo da cascata, estaria relacionado ao acúmulo de calor nas massas de água represadas. Variações no regime

sazonal de temperatura e retenção de calor no rio Volga (Rússia) são atribuídas aos efeitos da construção da cadeia de reservatórios (Litvinov e Roshchupko 1994). Tundisi et al. (1993), ao avaliarem a qualidade da água dos reservatórios do rio Tietê, obtiveram valores de transparência crescentes ao longo do sistema em cascata. Esse mesmo padrão foi evidenciado em nosso estudo, em que maiores valores de transparência foram registrados nos últimos reservatórios do sistema de cascata do rio Iguaçu.

A variação da transparência da água nos reservatórios de maior porte também mostra grandes variações internas em razão da existência de conspícuos gradientes longitudinais (Nogueira et al. 2005). Segundo esses mesmos autores, essa variável é apropriada para indicar os efeitos dos usos do solo sobre a qualidade dos recursos hídricos na bacia. A transparência da água é uma variável diretamente relacionada à quantidade de material em suspensão particulado e dissolvido encontrado nos corpos de água, os quais mantêm relação direta com entradas alóctone e autóctone que ocorrem no sistema, em concentrações elevadas dificultam a passagem de radiação solar no campo subaquático, causando alterações na produtividade do sistema (Fracácio et al. 2002). O incremento na transparência pode promover modificações relevantes na biota, desde a proliferação massiva de vegetação submersa até desequilíbrios populacionais, especialmente os relacionados ao favorecimento de predadores visualmente orientados (Agostinho et al. 2007) como é o caso do tucunaré (*Cichla kelberi*), um predador de topo introduzido na bacia do rio Paraná, sendo reconhecidamente beneficiado pela elevação na transparência da água (Mol e Ouboter 2004; Abujanra 2007).

Sob o ponto de vista de qualidade da água, reservatórios em cascata caracterizam-se pelo fato de que os efeitos em um reservatório são transferidos para o reservatório situado à jusante (Tundisi e Matsumura-Tundisi 2008). Em termos gerais, reservatórios construídos em cascata têm tendência a apresentar melhoria na qualidade da água no sentido montante-jusante (Fracácio et al. 2002; Agostinho et al. 2008), devido a diminuição dos poluentes ao longo da sequência de reservatórios, pois o reservatório a montante funciona como um quimiostato, retendo parte dos poluentes e nutrientes, levando a melhoria na qualidade da água e sedimento cascata abaixo (Straskraba 1994; Tundisi et al. 1991; 1999; Barbosa et al. 1999).

Segundo o conceito de reservatórios em cascata proposto por Barbosa et al. (1999), os reservatórios localizados no início da série apresentam maior disponibilidade de nutrientes que proporcionam maior produção em todos os níveis da cadeia alimentar.

Assim, ao longo da série de reservatórios, ocorre a sedimentação da matéria orgânica, que reduz ou torna indisponíveis os nutrientes para os reservatórios localizados no final da série (Tundisi 1996; Tundisi et al. 1999). No entanto, a presença de tributários ao longo da cascata pode reduzir a influência dos reservatórios de montante, carreando nutrientes para diferentes regiões do reservatório (Lansac-Toha 2004).

Os inúmeros tributários do rio Iguaçu possuem grande relevância do ponto de vista evolutivo, servindo como importantes locais de refúgio para diversas espécies de peixes (Severi e Cordeiro 1994). A importância dos tributários para a manutenção da diversidade e abundância de peixes em reservatórios também foi apontada por Hoffmann et al. (2005), principalmente naqueles dispostos em cascata, como é o caso do rio Paranapanema, onde não há longos trechos livres de barramento (Carvalho et al. 1998a,b; Novaes 2008).

A construção de barragens provoca modificações na composição e abundância da assembleia de peixes fluviais (Wootton 1990; Agostinho et al. 2008). A intensidade desses impactos é influenciada pelas características da biota e do próprio reservatório (Agostinho et al. 1999; Araujo e Santos 2001). Mudanças espaciais na composição e estrutura da assembleia de peixes do rio Iguaçu foram verificadas, principalmente para o reservatório de Salto Santiago, para as espécies nativas, e Foz do Areia para as espécies introduzidas. Havel et al. (2005) afirma que, os barramentos, proporcionam novas oportunidades de colonização, principalmente para espécies invasoras. Para os reservatórios do rio Iguaçu, a elevada abundância, principalmente de *O. bonariensis* e *T. rendalli*, possivelmente esteja influenciando, especialmente pela competição por alimento e abrigo, a ictiofauna residente. Outros autores destacam o declínio de espécies nativas, em reservatórios e rios, influenciado pela proliferação de tilápias, como reportado por Jhingran (1984) e Raghavan et al. (2008) na Índia.

Entre as espécies nativas que tiveram ampla ocorrência nos reservatórios amostrados, destacam-se *Astyanax* sp. B e *Astyanax* sp. C, fato este relacionado ao caráter oportunista dessas espécies, devido à facilidade de exploração de recursos alimentares, de adaptação a variações ambientais e, por possuírem táticas reprodutivas diferenciadas, além de alto potencial colonizador (Fugi 1998; Agostinho et al. 1999; Bailly et al. 2005; Dias et al. 2005; Abilhoa e Agostinho, 2007). A espécie *P. britskii*, também foi dominante em todos os reservatórios amostrados, sendo que seu sucesso em reservatórios se deve, provavelmente, ao seu amplo espectro alimentar, e aos principais recursos utilizados, como insetos, vegetais e principalmente peixes, devido à elevada

abundância de espécies forrageiras, comumente lambaris, que dominam esses ambientes (Hahn et al. 1997; Fugi et al. 2005).

Dentre as espécies não nativas, *O. bonariensis*, nativa da Argentina e extremo sul do Brasil (Bemvenuti 1990), e *T. rendalli*, nativa do continente africano (Skelton 1993), foram as mais capturadas nos reservatórios do rio Iguaçu, exceto no de Foz do Areia, em que *P. lineatus*, nativa da bacia do rio Paraná (Graça e Pavanelli 2007) foi a mais capturada. Segundo Cassemiro et al. (2003), *O. bonariensis* apresenta hábito alimentar filtrador, ainda segundo Quirós e Boveri (1999) essa espécie tem sido introduzida em alguns reservatórios por causa da sua adaptação a ecossistemas lênticos de média a alta produtividade, esses fatores podem ser responsáveis pelo sucesso na invasão dos reservatórios do rio Iguaçu. *Tilapia rendalli* apresenta várias características intrínsecas que a categorizam como uma eficiente invasora na ocupação de reservatórios, dentre essas características destacam-se sua flexibilidade alimentar, a alta aptidão de encontrar alimento sob condições de baixa disponibilidade, apresenta desovas múltiplas e cuidado parental, além da elevada rusticidade e tolerância a condições ambientais adversas a outras espécies (Ogutu-Ohwayo 1990; McKaye et al. 1995; Pérez et al. 2003; 2004). Apesar de essa espécie ter sido a segunda não nativa mais capturada, estudos mostram que ciclídeos apresentam habilidade em evitar as redes de espera (Agostinho et al. 2007), o que sugere que as informações relativas à essa espécie podem ser subestimadas e seus impactos sobre a ictiofauna nativa ainda mais severos.

Prochilodus lineatus, espécie indicadora do reservatório de Foz do Areia, tem hábito alimentar iliófago (Agostinho et al. 1997b). Segundo Pereira et al. (2002), espécies iliófagas (*Steindachnerina insculpta*, *Cyphocharax modestus* e *P. lineatus*), foram as mais abundantes nos primeiros reservatórios do sistema de cascata do rio Tietê. Esses reservatórios, como citado acima, funcionam como locais de decantação (Petreire Jr. e Agostinho 1993), concentrando a matéria orgânica oriunda principalmente do lançamento de efluentes a montante do primeiro reservatório do sistema de cascata (Pereira et al. 2002).

A riqueza de espécies não nativas foi maior no primeiro reservatório da cascata no rio Iguaçu. Segundo Gubiani et al. (2008), o reservatório de Foz do Areia recebe um grande aporte de nutrientes da região metropolitana de Curitiba, o que determina sua alta produção, esse fato pode explicar a maior riqueza de espécies introduzidas nesse reservatório. De acordo com Havel et al. (2005), o aumento de

nutrientes pode, temporariamente, aumentar a disponibilidade de recursos, criando também oportunidades para os invasores. Espínola et al. (2010), estudando a invasibilidade de *Cichla kelberi* em reservatórios do alto rio Paraná verificaram que reservatórios localizados próximo à grandes centros urbanos apresentam maior probabilidade de invasão por espécies não nativas. Outros autores verificaram correlação positiva entre a distribuição de espécies de peixes não nativas, a densidade da população humana e a proporção de área construída (Shea e Chesson 2002; Meador et al. 2003; McKinney 2006). Além disso, Vitule (2009) reporta que o crescimento abrupto e incessante das populações humanas, o fenômeno da globalização e o livre comércio intercontinental são alguns dos fatores que vêm incrementando as invasões biológicas, principalmente pela agricultura, controle biológico, água de lastro, incrustação, aquicultura, entre outras vias.

Em ambientes aquáticos, espécies introduzidas, em particular os peixes, podem causar alterações no habitat (revolvimento do fundo, diminuição da transparência da água), na estrutura da comunidade, hibridização, perda do patrimônio genético original, alterações tróficas e introdução de doenças e parasitas (Taylor et al. 1984; Agostinho e Júlio Jr. 1996). Esses problemas podem gerar consequências catastróficas e irreparáveis, como a extinção de espécies nativas e perda de biodiversidade (Fuller et al. 1999; Cambray 2003a). Estudos realizados no Brasil mostram que a competição e/ou predação, por consequência da introdução de espécies, tem sido responsáveis por alterações drásticas na ictiofauna nativa (Bizerril e Primo 2001; Latini e Petrere Jr. 2004; Pelicice e Agostinho, 2009).

Os impactos causados por espécies introduzidas são inúmeros. Contudo efeitos negativos da invasão podem ser potencializados em locais em que a ictiofauna apresenta várias espécies endêmicas, como é o caso do rio Iguazu. Raghavan et al. (2008) enfatizaram o efeito das espécies de peixes não nativas em um 'hotspot' de biodiversidade global, rio Chalakudy na Índia, esse rio apresenta várias espécies endêmicas ameaçadas de extinção. Dextrase e Mandrak (2006), em um trabalho de revisão das introduções no Canadá, destacam que as espécies invasoras foram responsáveis por extinções de espécies endêmicas. Os principais efeitos estão relacionados à redução da riqueza e abundância de algumas espécies, podendo levar ao seu desaparecimento, bem como aumentar a similaridade entre a fauna, causando homogeneização da assembleia de peixes (Godinho e Ferreira 2000; Mack et al. 2000; Rahel 2000; Dextrase e Mandrak 2006; Raghavan et al. 2008).

A homogeneização biótica resulta em diminuição da diversidade das comunidades causada por fatores como extirpação, hibridação, tanto intra como interespecífica (Rahel 2000; Simberloff 2003), modificação do habitat e de interações ecológicas que não ocorreriam naturalmente com a mesma velocidade (Rahel 2000). Um exemplo para peixes neotropicais foi a introdução de piscívoros tais como *Cichla monoculus*, *Astronotus ocellatus*, *Pygocentrus nattereri* e *Plagioscion squamosissimus* em lagos da bacia do rio Doce, Brasil, que reduziu a riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (Latini e Petrere Jr. 2004). Além disso, outros trabalhos mostram o efeito homogeneizador da introdução de espécies sobre a fauna nativa, como é o caso de Zaret e Paine (1973) para lagos tropicais e Carvalho et al. (2005) estudando o rio Paranapanema, alto rio Paraná, Brasil. Espínola et al. (2010) reportam que o aumento da conectividade biológica entre ambientes, ocasionado pela construção de reservatórios em cascata, proporcionou habitats favoráveis para o estabelecimento da espécie não nativa *Cichla kelberi*, na bacia do alto rio Paraná e seus efeitos tem sido devastadores. De acordo com Pelicice e Agostinho (2009), é possível prever que os efeitos causados pela homogeneização por *C. kelberi* serão mais prováveis em ambientes de cabeceiras ou em bacias com alta diversidade de espécies endêmicas. Desse modo, os efeitos da introdução de espécies no rio Iguaçu poderão ser ainda mais catastróficos.

Embora os efeitos negativos causados pelas espécies introduzidas sejam conhecidos, muitas delas continuam sendo liberadas em ecossistemas aquáticos de diversas partes do mundo, sem que seus impactos potenciais e responsabilidades sejam considerados (Rahel 2000; Pascual et al. 2002; Cambray 2003a; Dextrase e Mandrak 2006). As modificações, principalmente espaciais, ocorridas na assembleia de peixes nativos do rio Iguaçu relacionadas ao estabelecimento de espécies não nativas e às alterações causadas no habitat por reservatórios em cascata, propiciam condições para a ampliação dos impactos ambientais. Dessa forma, ressalta-se a necessidade de medidas de conservação urgentes a fim de assegurar a manutenção da biodiversidade regional, visto que o rio Iguaçu possui elevado grau de endemismo para espécies de peixes, muitas delas ainda não descritas, sendo considerado uma ecoregião de biodiversidade global (Abell et al. 2008). Entretanto, nenhum tipo de manejo para as espécies não nativas será devidamente eficiente, se a legislação vigente e a fiscalização não forem cumpridas de forma adequada, dado à improvável erradicação dessas espécies, uma vez estabelecidas.

REFERÊNCIAS

Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Coad B, Mandrak N, Balderas SC, Bussing W, Stiassny MLJ, Skelton P, Allen GR, Unmack P, Naseka A, NG R, Sindorf N, Robertson J, Armijo E, Higgins JV, Heibel TJ, Wikramanayake E, Olson D, López HL, Reis RE, Lundberg JG, Pérez MHS, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58 (5): 403-414. doi: 10.1641/B580507

Abilhoa V (2004) Composição, aspectos biológicos e conservação da ictiofauna do alto curso do rio Iguaçu, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. Tese, Universidade Federal do Paraná. 84p.

Abilhoa V, Agostinho AA (2007) Aspectos biológicos de duas espécies de *Astyanax* (Teleostei, Characidae) em lagoas marginais do alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. *Estud. Biol.*, 29 (66): 23-32.

Abilhoa V, Duboc LF (2007) A new species of the freshwater fish genus *Astyanax* (Ostariophysi: Characidae) from the rio Iguaçu basin, southeastern Brazil. *Zootaxa* 1587: 43-52.

Abujanra F (2007) Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná. Tese, Universidade Estadual de Maringá, 48p.

Agostinho AA (1996) O lado oculto da introdução de peixes. *Boletim Informativo da Abrapoa*, 7: 9-11.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.*, 68 (4, Suppl.): 1119-1132.

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios no Brasil. *EDUEM: Maringá*, 501p.

Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI (1999) Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi JG, Straskraba M (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, pp 226-265.

Agostinho AA, Bini LM, Gomes LC (1997a) Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. In: Agostinho AA, Gomes LC (Eds) *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM: Maringá, pp 97-111.

Agostinho AA, Hahn NS, Gomes LC, Bini LM (1997b) Estrutura trófica. In: Vazzoler AE de M, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM: Maringá, pp 229-248.

Agostinho AA, Júlio Jr. HF (1996) Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21: 36-44.

Araujo FG, Santos LN (2001) Distribuição da associação de peixes no Reservatório de Lajes, RJ. *Braz. J. Biol.*, 61 (4): 563-576.

Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI, Luiz EA (2005) Características reprodutivas de espécies de *Astyanax* e sucesso na colonização de reservatórios do rio Iguaçu, PR. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (org) *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima: São Carlos, pp 243-252.

Barbosa FAR, Padisák J, Espíndola ELG, Borics G, Rocha O (1999) The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the reservoir Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi JG, Straskraba M (ed) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology-IEE; AH Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, pp 425-437.

Baumgartner D, Baumgartner G, Pavanelli CS, Silva PRL, Frana VA, Oliveira LC, Michelon MR (2006) Fish, Salto Osório Reservoir, Iguaçu River basin, Paraná State, Brazil. *Check List*, 2 (1):1-4.

Benedito-Cecílio E, Agostinho AA, Julio Jr. HF, Pavanelli CF (1997) Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. *Rev. Bras. Zool.*, 14: 1-14.

Bemvenuti MA (1990) Hábitos alimentares de peixes-rei na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 12: 79-102.

Bizerril CRSF, Primo PBS (2001) Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, PLANAGUA – FEMAR/SEMADS, 417p.

Britto SGC, Carvalho ED (2006) Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnol. Bras.*, 18 (4): 377-388.

Britto SGC, Sirol RN (2005) Transposição de peixes como forma e manejo: as escadas do complexo Canoas, Médio rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. In: Nogueira MG, Henry R, Jorcín A (Eds) *Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Editora Rima, São Carlos, SP, pp.285-304.

Cambrey JA (2003a) The need for research and monitoring on the impacts of translocated sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, in South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 28:191-195.

Cambrey JA (2003b) Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalization of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia*, 500: 217-230.

Casemiro FAS, Hahn NS, Britto Rangel TFLV (2003) Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes bonariensis*, of the Salto Caxias reservoir, rio Iguaçu, Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 1(2):127-131.

Carvalho ED, Britto SGC, Orsi ML (2005) O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paranapanema, alto Paraná, Brasil. In: Rocha O, Espíndola ELG, Fenerich-Verani N, Verani JR, Rietzler AC (org) Espécies invasoras em águas doces: Estudos de caso e propostas de manejo. 1 ed. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, v. 1, pp 253-274.

Carvalho ED, Silva VFB, Fujihara CY, Henry R, Foresti F (1998a) Diversity of fish species in River Paranapanema - Jurumirim Reservoir transition region (São Paulo, Brazil). Italian Journal of Zoology, 65: 325-330.

Carvalho ED, Fujihara CY, Henry R (1998b) Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. Verh. Int. Verein. Limnol., 26: 2199-2202.

Chandra S, Gerhardt A (2008) Invasive species in aquatic ecosystems: issue of global concern. Aquatic Invasions, 3 (1): 1-2. doi: 10.3391/ai.2008.3.1.1

Dextrase AJ, Mandrak NE (2006) Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. Biological Invasions 8: 13-24. doi:10.1007/s10530-005-0232-2

Dias RM, Bailly D, Antônio RR, Suzuki HI, Agostinho AA (2005) Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the "lambari" *Astyanax altiparanae* (Tetraodonidae; Characidae). Braz. arch. biol. technol., 48 (3): 467-476. doi: 10.1590/S1516-89132005000300017

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Leveque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biol. Rev., 81: 163–182. doi:10.1017/S1464793105006950

Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and Indicator Species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67: 345-366.

Eletrosul (1978) O impacto ambiental da ação do homem sobre a natureza - rio Iguaçu, Paraná, Brasil, reconhecimento da ictiofauna, modificações ambientais e usos múltiplos dos reservatório. Florianópolis, 33p.

Espíndola LA, Minte-Vera CV, Júlio Jr. HF (2010) Invasibility of reservoirs in the Parana Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. Biol. Invasions, 12 (6): 1873-1888. doi 10.1007/s10530-009-9598-x

Fracácio R, Espíndola ELG, Rodgher S, Pereira RHG, Rocha O, Verani NF (2002) Limnologia dos reservatórios em cascata do médio e baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal. In: Espíndola ELG, Mauad FF, Schalch V, Rocha O, Felicidade N, Rietzler AC (eds) Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Rima: São Carlos, pp 145-163.

Fugi R, Hahn NS, Loureiro-Crippa VE, Novakowski GC (2005) Estrutura trófica da ictiofauna em reservatórios. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC. (org) Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, pp 185-195.

Fugi R (1998) Ecologia alimentar de espécies endêmicas de lambaris do trecho médio da bacia do rio Iguaçu. Tese, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 88p.

Fuller PL, Nico LG, Williams JD (1999) Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society, 613p.

Garavello JC (2005) Revision of genus *Steindachneridion* (Siluriformes: Pimelodidae). Neotropical Ichthyology, 3 (4): 607-623.

Garavello JC, Pavanelli CS, Suzuki HI (1997) Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. In: Agostinho AA, Gomes LC (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM:Maringá, pp 61-84.

Godinho AL, Ferreira MT (2000) Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. Biological Invasions, 2: 231-244.

Godinho AL, Fonseca MT, Araújo ML (1994) The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In: Pinto-Coelho RM, Giani A, Von Sperling E (eds) Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies. Belo Horizonte:SEGRAC, pp 77-83.

Goodall C (1991) Procrustes methods in the statistical analysis of shape. Journal of the Royal Statistical Society B, 53: 285-339.

Gower JC (1975) Generalized Procrustes Analysis. Psychometrika, 40 (1): 33-51.

Gower JC (1971) A general coefficient of similarity and some of its properties. Biometrics, 27 (4): 857-874.

Gozlan RE, Britto JR, Cowx I, Copp GH (2010) Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. Journal of Fish Biology 76, 751-786. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x

Graça WJ, Pavanelli CS (2007) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM:Maringá, 241p.

Gubiani EA, Gomes LC, Agostinho AA, Baumgartner G (in press) Variations in fish assemblages in a tributary of the upper Paraná River, Brazil: A comparison between pre and post-closure phases of dams. River Research and Applications. doi: 10.1002/rra.1298

Gubiani EA, Frana VA, Maciel AL, Baumgartner D (2010) Occurrence of the non-native fish *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), in a global biodiversity ecoregion,

Iguaçu River, Paraná River basin, Brazil. *Aquatic Invasions*, 5 (2): 223-227. doi: 10.3391/ai.2010.5.2.17

Gubiani EA, Pereira AL, Mucelin CA, Colognese AL (2008) Uso de atributos e da matriz de Leontief para análise do amadurecimento de ecossistemas. In: Angelini R, Gomes LC (org) O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados. EDUEM: Maringá, pp 135-152.

Hahn NS, Fugi R, Almeida VLL, Russo MR, Loureiro VE (1997) Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho AA, Gomes LC (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eduem: Maringá, pp 141-162.

Havel JE, Lee CE, Zanden MJV (2005) Do Reservoirs Facilitate Invasions into Landscapes? *BioScience*, 55 (6): 518-525.

Hoffmann AC, Orsi ML, Shibatta OA (2005) Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) Reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. *Iheringia*, 95 (3): 319-325.

Hotelling H (1933) Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24: 417-441.

Ingenito LFS, Duboc LF, Abilhoa V (2004) Contribuição ao conhecimento da ictiofauna do alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. *Umuarama. Arq. Cienc. Vet. Zool. Unipar*, 7 (1): 23-36.

Jackson DA (1995) Bootstrapped principal component analysis: reply to Mehlman et al. *Ecology*, 76: 644-645.

Jackson DA (1993) Stopping Rules in Principal Components Analysis: A comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, 74: 2204-2214.

Jackson DA, Somers KM (1989) Are probability estimates from the permutation model of Mantel's test stable? *Canadian Journal of Zoology*, 67 (3): 766-769.

Jhingran AG (1984) The fish genetic resources of India. Bureau of fish genetic resources. Allahabad and Maya Press Pvt. Ltd., Allahabad, India, 83p.

Johnson PTJ, Olden JD, Zanden MJV (2008) Dam invades: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front. Ecol. Environ.*, 6 (7): 357-363. doi:10.1890/070156

Júlio Jr. HF, Thomaz SM, Agostinho AA, Latini JD (2005) Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LC (org) Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, pp 1-16.

Júlio Jr. HF, Bonecker CC, Agostinho AA (1997) Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do Rio Iguaçu. In: Agostinho AA, Gomes LC. (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM:Maringá, 387p.

King M (1995) Fisheries biology, assessment and management. Oxford: Fishing News Books, 342p.

Kolar CS, Lodge DM (2000) Freshwater non indigenous species: Interactions with other global changes. In: Mooney HA, Hobbs RJ (eds) Invasion Species in a Changing World. Washington (DC): Island Press, pp 3-30.

Kruskal JB (1964a) Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29: 1-27.

Kruskal JB (1964b) Non-metric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29: 28-42.

Lansac-Tôha FA, Velho LFV, Perenha MCZ, Santos VD (2004) Abundance of planktonic ciliates in a cascading reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Acta Scientiarum*, 26 (4): 407-413.

Latini AO, Petrere Jr. M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11:71-79.

Litvinov AS, Roshchupko VF (1994) Changes of the Volga river thermal regimen after constructing the Volga river reservoir cascade. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergen. Limnol.*, 40: 41-44.

Lowe-McConnell RH (1999) A fauna de peixes neotropical. In: Lowe-McConnell RH (ed) Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP: São Paulo, pp. 129-168.

Maack R (1981) Geografia física do Estado do Paraná. 2ed. Rio de Janeiro: J. Olympio; Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná, 442p.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiological, global consequences, and control. *Ecology Applaid* 10: 689-710.

Magurran AE (1988) Ecological diversity and its measurement. London: Croom Helm. 179p.

McCune B, Grace JB (2002) Analysis of Ecological Communities. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA. 304p.

McCune B, Mefford MJ (1999) Multivariate analysis on the PC-ORD system. Version 4. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237p.

McKaye KR, Ryan JD, Stauffer Jr. JR, Lopez-Perez LJ, Vega GI, Berghe EP (1995) African tilapia in Lake Nicaragua: ecosystem in transition. *BioScience*, 45 (6): 406-411.

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247-260.

Meador MR, Brown LR, Short T (2003) Relations between introduced fish and environmental conditions at large geographic scales. *Ecological Indicators*, 3: 81-92.

Menezes NA, Weitzman SH, Oyakawa OT, Lima FCT de, Castro RMC, Weitzman MJ (2007) Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais = Freshwater fishes of Mata Atlântica: list of species and comments on conservation of neotropical freshwater fishes. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 408p.

Mol HJ, Ouboter PE (2004) Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a Small Neotropical rainforest stream. *Conservation Biology*, 18 (1): 201-214.

Moyle PB (1995) Conservation of native freshwater fishes in the Mediterranean-type climate of California, USA: a review. *Biological Conservation*, 72: 271-279.

Myers N (1990) The biodiversity challenge: expanded hotspot analysis. *Environmentalists*, 10: 243-256.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-845.

Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408. doi: 10.1126/science.1107887

Nogueira MG, Henry R, Jorcín A (2005) *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima: São Carlos, 459p.

Novaes JLC (2008) Recursos pesqueiros e biologia populacional das espécies representativas de peixes da pesca comercial nas represas de Barra Bonita e Jurumirim (rios Tietê e Paranapanema - SP). Unpublished PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 232p.

Ogutu-Ohwayo R (1990) The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, 27 (2): 81-96.

Orsi ML (2005) Caracterização das estratégias reprodutivas na assembléia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista - Unesp, Botucatu, 134p.

Oyakawa OT, Akama A, Mautari KC, Nolasco JC (2006) Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo: Neotrópica, 201p.

- Paiva MP (1982) *Grandes represas do Brasil*. Brasília: Editerra Editorial, 292p.
- Pascual M, Macchi P, Urbanski J, Marcos F, Rossi CR, Novara M, Dell'Arciprete P (2002) Evaluating potential effects of exotic freshwater fish from incomplete species presence-absence data. *Biological Invasions*, 4: 101-113.
- Pavanelli CS, Bifi AG (2009) A new *Tatia* (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae) from the rio Iguazu Basin, Paraná State, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7: 199-204.
- Pearson K (1901) On lines and places of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine* 2: 559-572.
- Pelicice FM, Agostinho AA (2009) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol. Invasions*, 11: 1789-1801. doi 10.1007/s10530-008-9358-3
- Pereira CCGF, Smith WS, Espíndola ELG, Rocha O (2002) Alterações tróficas nas espécies de peixes em decorrência da construção de reservatórios em cascata no médio e baixo rio Tietê. In: Espíndola ELG, Mauad FF, Schalch V, Rocha O, Felicidade N, Rietzler AC (eds) *Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado*. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Rima: São Carlos, pp 29-41.
- Pérez JE, Muñoz C, Huaquín L, Nirchio M (2004) Riesgos de la introducción de tilapias (*Oreochromis* sp.) (Perciformes: Cichlidae) en ecosistemas acuáticos de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 195-199.
- Pérez JE, Alfonsi C, Nirchio M, Muñoz C, Gómez JA (2003) The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem? *Interciencia*, 28 (4): 234-238.
- Peres-Neto PR, Jackson DA (2001) How well do multivariate data sets match? The robustness and flexibility of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129: 169-178.
- Petrere Jr. M, Agostinho AA (1993) The fisheries in the Brazilian portion of the Paraná River. *Consulta de expertos sobre los recursos pesqueros de la Cuenca del Plata*. Montevideo, Uruguay, ONU/FAO/COPEscal, pp 5-7.
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge, UK Cambridge University Press. 738p.
- Quirós R, Boveri MR (1999) Fish Effects on Reservoir Trophic Relationships. In: Tundisi JG, Straskraba M (eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos, International Institute of Ecology. 585p.
- Raghavan R, Prasad G, Anvar-Ali PH, Pereira B (2008) Exotic fish species in a global biodiversity hotspot: observations from River Chalakudy, part of Western Ghats, Kerala, India. *Biological Invasions*, 10: 37-40. doi: 10.1007/s10530-007-9104-2

Rahel FJ (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*, 288: 854-856.

Revenge C, Campbell I, Abell R, Villiers P, Bryer M (2005) Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. pp 397–413.

Rogowski DL, Stockwell CA (2006) Assessment of potential impacts of exotic species on populations of a threatened species, White Sands pupfish, *Cyprinodon tularosa*. *Biological Invasions*, 8: 79–87. doi: 10.1007/s10530-005-0238-9

Rohlf FJ, Slice DE (1990) Extensions of the Procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Systematic Zoology*, 39: 40-59.

Santos GB (1999) Estrutura das comunidades de peixes de reservatórios do Sudeste do Brasil, localizados nos rios Grande e Paranaíba, bacia do Alto Paraná. Tese, Universidade Federal de São Carlos, UFSCar, 166p.

Scheiner SM, Gurevitch J (1993) Design and analysis of ecological experiments. New York : Chapman & Hall. 445p.

Severi W, Cordeiro AAM (1994) Catálogo de peixes da bacia do rio Iguaçu. Curitiba: IAP/GTZ, 128p.

Shea K, Chesson p (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 170-176.

Shibatta OA, Orsi ML, Bennemann ST, Silva-Souza, AT (2002) Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta, JA. A bacia do rio Tibagi. Londrina, Paraná, pp 403-423.

Simberloff D (2003) Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasion*, 5: 179-192.

Skelton PH (1993) A complete guide for the freshwater fishes of Southern Africa. Halfway Huose: Southern Book Publishers, 388p.

Straskraba M (1994) Vltava cascade as teaching grounds for reservoir limnology. *Wat. Sci. Tech.*, 30 (10): 289-297.

Sunaga T, Verani JR (1991) The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast, Brazil. *Verhandlungen der International Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 2563–2566.

Taylor JN, Courtenay Jr. WR, McCann JÁ (1984) Known impacts of exotic fishes in the continental United States. In: Courtenay Jr. WR, Stauffer JR (eds) *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. Baltimore, Johns Hopkins University Press, 430p.

Tundisi JG (1996) Reservoir as complex systems. *Ciê. E Cul.*, 48 (5/6): 383-387.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Calijuri MC, Novo EML (1991) Comparative limnology of five reservoirs in the Middle Tietê River, São Paulo State. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1489-1496.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Calijuri MC (1993) Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: Straskraba M, Tundisi JG, Duncan A (eds) *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht, Kluwer Academic Publisher. Cap., 2.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Rocha O (1999) Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG (eds) *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras Editora, pp 195-223.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T (2008) *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 631p.

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. doi: 10.4013/nbc.2009.42.07

Zar JH (1999) *Biostatistical Analysis*, 4.ed. Editora Prentice-Hall do Brasil Ltda. Rio de Janeiro. 929p.

Zaret TM, Paine RT (1973) Species introduction in a tropical lake. *Science*, 182:,449-455.

Zawadzki CH, Renesto E, Bini LM (1999) Genetic and morphometric analysis of three species of the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes: loricariidae) from the Rio Iguaçu basin (Brazil). *Revue Suisse de Zoologie*, 106: 91-105.

Zimmerman GM, Goetz H, Mielke PW (1985) Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology*, 66: 606-611.

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48: 607–616.

Wosiacki V, Garavello JC (2004) Five new species of *Trichomycterus* from the rio Iguaçu (rio Paraná Basin), southern Brazil (Siluriformes: Trichomycteridae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 15 (1): 1-16.

World Commission on Dams (WCD) (2000) *Dams and development: a new framework for decision-making*. The report of the World Commission Dams. London: Sterling: Earthscan Publishing, 404p.

Wootton RJ (1990) *Ecology of Teleost fishes*. Chapman & Hall, New York, 404p.