

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

LIEGE GONÇALVES DE LAI

ECOMORFOLOGIA E ORGANIZAÇÃO ESPACIAL DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM
RESERVATÓRIOS

CASCABEL-PR

AGOSTO/2012

LIEGE GONÇALVES DE LAI

MORFOLOGIA E ORGANIZAÇÃO ESPACIAL DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM
RESERVATÓRIOS

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Área de Concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana

CASCADEL-PR

AGOSTO/2012

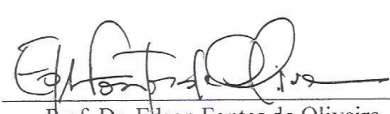
LIEGE GONÇALVES DE LAI

Morfologia e organização espacial da assembleia de peixes de reservatórios: um estudo de caso do reservatório de Salto Santiago, rio Iguaçu, PR.

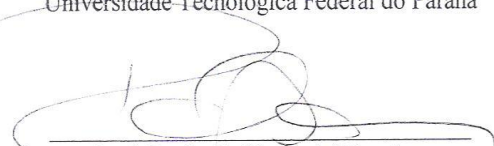
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação stricto sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais-Nível de Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, pela comissão Examinadora composta pelos membros:



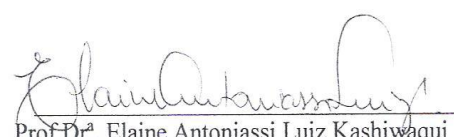
Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana
Universidade Estadual do Oeste do Paraná(Presidente/Orientador)



Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná



Prof. Dr. Paulo Vanderlei Sanches
Universidade Estadual do Oeste do Paraná



Prof. Dr. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul

Aprovada em 24 de Agosto de 2012.

Local da defesa: Unioeste, Prédio de Salas de Aula, sala 56, Cascavel-PR.

Ainda que eu tivesse o dom da profecia, o conhecimento de todos os mistérios e de toda ciência; ainda que eu tivesse toda a Fé, a ponto de transportar montanhas, se eu não tivesse o amor, eu não seria nada. Coríntios, 1:13.

A minha família e ao meu noivo Rodrigo e sua família, pelo amor, companheirismo e apoio, que foram essenciais para mais esta conquista!

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado tantas bênçãos!

A administração e coordenação do Mestrado, aos professores e colegas.

As minhas amigas: Eliana Mira de Bona, Marinez de Souza, Renata Ruaro, Paula F. G. Bueno, Salete de Paula, Luciane Luvison, Rosimeri Fragoso, Cibelly Daiane Benke, Marcela Franke, Michelly Ferronato, Solange da Silva Horlando, Lucinéia Simão da Rocha, Lucimara Simão da Rocha, por terem me acolhido, pelas dicas e momentos de descontração, companheirismo e por terem estendido o ombro amigo. Carrego um pouquinho de cada uma dentro do meu coração, eu agradeço muito por estas meninas estarem comigo durante todo tempo, e de tornarem “mais leve” a formação de Mestre!!! Saudades.....

Aos professores Doutores Edson Fontes de Oliveira e Elaine A. L. Kashawaki e Doutorando João Paulo Alves Pagotto pela atenção, paciência e discussões que me ajudaram muito para o desenvolvimento dos trabalhos!!!

Ao meu orientador Dr. Pitágoras Augusto Piana, mais que um orientador, um grande amigo, compreensivo e extremamente paciente. Aprendi muito com nosso convívio. Obrigada Professor!!!

A minha GRANDE família. Eu sou muito abençoada por ter uma linda família, unida, amorosa e muito compreensiva. A meus pais Levino e Maria Neusa que entenderam a minha ausência, as minhas irmãs, Liliane e Lígia que se importaram tanto comigo. Sinto MUITO orgulho da família Gonçalves De Lai!!!!

Ao meu grande amor Rodrigo de Oliveira e Família, muito importantes para mim, que me deram apoio, proteção, incentivo e amor. Minha Segunda Família!!!!

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho!!!!

Sumário

<i>Resumo</i>	6
<i>Abstract</i>	7
<i>Introdução</i>	8
<i>Materiais e Métodos</i>	11
<i>Área de Estudo</i>	11
<i>Amostragens dos peixes</i>	13
<i>Análise dos Dados</i>	18
<i>Resultados</i>	21
<i>Discussão</i>	25
<i>Agradecimentos</i>	32
<i>Referencias Bibliográficas</i>	32

Resumo

Prever como características biológicas das espécies se ajustam às peculiaridades dos habitats é uma questão-chave na Ecologia. A morfologia auxilia na compreensão desse processo, o qual é importante para avaliar os efeitos das perturbações do habitat sobre as comunidades aquáticas, enquanto que reservatórios são ecossistemas complexos que formam gradientes espaciais ideais para inferir efeitos de habitats na distribuição das espécies. Deste modo, a hipótese testada foi que espécies que partilham características similares formam grupos que ocupam habitats semelhantes dentro do reservatório. Amostragens de peixes foram realizadas nos gradientes longitudinal e transversal durante três anos e selecionados de 14 a 18 adultos de cada espécie para morfometria. Os testes de Mantel e Mantel parcial identificaram interdependências entre distribuição espacial, índices ecomorfológicos e filogenia das espécies. Através da técnica de escalonamento multidimensional não-métrico e da análise multivariada de variância permutacional foi identificado que ambos os gradientes longitudinal e transversal influenciaram na distribuição das espécies, porém o gradiente transversal foi o mais influente. Das espécies mais abundantes, a Análise de Espécies Indicadoras (INDVAL) identificou 6 espécies com preferência à zona litorânea; três à zona profunda; duas à zona pelágica e 4 espécies ocorreram em mais de uma zona. A Análise de Discriminante Canônico foi utilizada para identificar os índices ecomorfológicos que mais contribuem para distinção entre os grupos de espécies indicadoras formadas na INDVAL. Índices relacionados à cabeça e boca separam espécies da zona profunda das zonas litorânea e pelágica, enquanto forma do corpo e olho separou espécies da zona pelágica da litorânea. Assim, a morfologia contribuiu para a formação dos grupos de espécies de acordo com o gradiente transversal. A zona litorânea apresentou maior número de espécies indicadoras e maior diversidade morfológica que as zonas pelágica e profunda do reservatório de Salto Santiago, indicando a importância desse habitat para as espécies. Entre as zonas pelágica e profunda, a morfologia das espécies foi mais especializada na locomoção e forrageio, demonstrando a íntima relação entre habitat e morfologia.

Palavras-chave: segregação espacial, ecomorfologia, gradiente espacial, ocupação de habitats, desempenho natatório, alimentação.

Abstract

Predict how biological characteristics of the species fit the peculiarities of habitats is a key issue in ecology. Morphology assists in understanding this process, which is important for evaluating the effects of the habitat disturbances in the aquatic community, while reservoirs are complex ecosystems with ideal spatial gradients to examine the habitat's effect on species distribution. Thus, the hypothesis evaluated is that the species which share similar characteristics to form groups occupy similar habitats. Samples of fish were performed in longitudinal and transverse gradients for 3 years and selected 14-18 adults of each species were selected for morphometry. Mantel's and Partial Mantel's Tests identified relationships between spatial distribution, ecomorphological index and the phylogenetic distances. By non-metric multidimensional scaling and permutational multivariate analysis of variance it was identified that both, longitudinal and transversal gradients, had influence on species distribution, but the transversal gradient was the most influential on the abundance of species. From common species, according to Indicator Species Analysis (INDVAL), six were indicators of the littoral zone, three were indicators of deep zone, and two were indicators of the pelagic zone and four species occurred in more than one. Canonical Discriminate analysis was used to identify ecomorphological index that contributed to groups of species formed at INDVAL. Index related to head and mouth separate the species of the deep zone from littoral and pelagic ones, while body form and eye separated the pelagic from littoral zone. The morphology helped to define groups of species according to transversal gradient. The littoral zone had the greatest number of indicator species and greater morphological diversity than the pelagic and deep zones of Salto Santiago Reservoir, representing the importance of this habitat for species. Among the pelagic zone and deep, the morphology of the species is more specialized in locomotion and foraging, demonstrating the close relationship between habitat and morphology.

Keywords: spatial segregation, ecomorphology, spatial gradient, occupation of habitats, swimming performance, food.

Introdução

Prever como as características ecológicas e biológicas das espécies se ajustam às peculiaridades dos habitats é uma questão-chave na Ecologia (Keddy, 1992). Uma das maneiras de avaliar a influência das alterações ambientais sobre as espécies é através da morfologia, a qual indica que a forma do corpo pode ser um indicador ecológico e que diferenças na morfologia das espécies revelam diferentes modos de vida (Ricklefs & Miles, 1994).

A relação entre morfologia e ecologia foi definida como Ecomorfologia, a qual examina o conceito sob ponto de vista ecológico (Karr & James, 1975). De acordo com Norton *et al.* (1995), em ecomorfologia, um dos objetivos é a identificação das relações entre as variações interespecíficas dos caracteres morfológicos e as diferenças ecológicas entre as espécies.

Para Bock (1990), a ecomorfologia pode ser utilizada como ferramenta para compreender como as espécies se ajustam ao ambiente. Caracteres morfológicos como posição da boca, rastros branquiais e forma do corpo indicam funções que influenciam no desempenho ecológico como velocidade de natação e alimentação em diferentes estratos na coluna de água (Keast & Webb, 1966; Gatz 1979, Winemiller, 1991, Motta *et al.* 1995, Cassati & Castro, 2006; Teixeira & Bennemann, 2007; Mazzoni *et al.*, 2010).

Segundo Keast & Webb (1966), habitat e forma do corpo são intercorrelacionados e pequenas diferenças, entretanto, separam as espécies espacialmente, porque muitas delas têm especializações a lugares onde obtêm vantagens em certas circunstâncias, ou em obter certos alimentos, e com isso, resulta na diminuição do nicho entre as espécies para evitar a sobreposição. Matthews (1998) argumenta que traços específicos dos indivíduos influenciam no agrupamento de espécies na assembleia local, ou seja, espécies morfológicamente similares tendem a ocorrer no mesmo habitat em resposta à adaptação ao ambiente físico.

As especializações ecológicas podem ser demonstradas em campo, porém para espécies relacionadas, comportamentos e dietas podem ser semelhantes devido à herança genética e fenotípica (Hugueny *et al.*, 2010). De acordo com Peres Neto (1999), correlações entre morfologia e ecologia podem ocorrer por influência filogenética, indicando simplesmente que espécies próximas filogeneticamente apresentam morfologias similares e,

desta forma, estudos relacionando morfologia à ocupação de habitats deve levar em consideração as proximidades filogenéticas.

Compreender relações entre a biologia das espécies e o ambiente é importante para prever efeito das perturbações do habitat nas assembleias de peixes. Padrões no uso de recursos pelos indivíduos se ajustam para determinar padrões ao nível da dinâmica das espécies e, por conseguinte, a estruturação das comunidades. Segundo Webb *et al.* (2010), o desempenho determina a distribuição das características morfológicas em um determinado local em resposta a variação ambiental assim como a preferência de habitat pelos peixes (Winemiller, 1992).

Os reservatórios consistem em complexos ecossistemas, alterando qualidade da água e as interações da comunidade aquática. O tempo de permanência da água do nível hidrológico é controlado, o que acarreta um comportamento não cíclico que torna as comunidades instáveis. Entretanto, possuem capacidade de auto-organização, em constante estruturação e re-estruturação de seus componentes, no espaço e no tempo (Tundisi & Tundisi, 2008), promovendo grande heterogeneidade de gradientes físicos e químicos no eixo horizontal e vertical (Agostinho, 1992; Oliveira & Goulart, 2000).

Segundo Agostinho *et al.* (2007), em grande parte dos reservatórios neotropicais, ocorre a formação de zonas litorânea e pelágica na qual a maioria das espécies não está adaptada a explorar. De acordo com Gomes & Miranda (2001), espécies sul-americanas não têm adaptações ao ambiente lacustre, resultado de sua história evolutiva de ecossistemas fluviais, como consequência, poucas espécies nativas conseguem colonizar a zona pelágica dos reservatórios neotropicais.

Após as mudanças estruturais ocorridas pela formação, a maioria das espécies procura habitats semelhantes ao seu ambiente natural. Assim, a estrutura da comunidade pode ser descrita pela posição das espécies ao longo das dimensões do espaço ecológico, a qual depende de três fatores: disponibilidade de alimento, intensidade da predação e tolerância às variáveis abióticas (Piet, 1998; Gido *et al.*, 2002). Poff (1997) relata que a distribuição e abundância de espécies refletem suas características específicas que lhes permitam passar através de filtros ambientais e que traços morfológicos permitem conduzir a presença ou a ausência das espécies, dependendo da habilidade em lidar com o ambiente atual. Portanto, filtros ambientais e traços morfológicos mostram a importância de identificar as relações

funcionais das espécies em relação as forças seletivas dos habitats de um reservatório, a fim de prever a resposta e organização da assembleia. A preferência por determinado micro-habitat pode indicar adaptações que permitam a exploração dos recursos com maior eficiência pelas espécies (Silva, 1993).

Estudos em sistemas dinâmicos como os reservatórios têm contribuído e contribuirá para no futuro, a compreensão de problemas básicos em Ecologia, como sucessão de comunidades em sistemas que apresentam rápidas mudanças, padrões de colonização e estruturação (Henry, 1999). Como as alterações nesse ecossistema ocorreram em pouco tempo, tem-se a necessidade de acompanhamento da biologia e comportamento das espécies para melhor planejamento de manejo a fim de minimizar os impactos causados pela barragem e proporcionar medidas de correção (Agostinho, 1994).

Segundo Pianka (2000), a morfometria pode representar de longo prazo, as respostas da seleção que refletiram as condições ambientais. Como parâmetros anatômicos são geralmente mais simples de obter informações, estudos ecológicos exploraram as correlações morfológicas e ecológicas para fazer mapas anatômicos no espaço ecológico e, por sua vez, usá-los para analisar vários aspectos da estrutura das comunidades. Através de dados básicos ecológicos, é possível analisar meios para conservação do ambiente e minimizar o impacto sobre as espécies (Schlosser, 1982) e também, para formular modelos preditivos de como a comunidade se encontra ou responde a mudanças no ambiente.

Para Jackson *et al.* (2001), os gradientes ambientais locais e as interações interespecíficas devem determinar quais as espécies possuem potencial para colonizar o habitat e fazer parte da assembleia. Assim, as interações entre genótipo, fenótipo e ambiente possibilitam o desenvolvimento de caracteres morfológicos e comportamentais que determinam as estratégias realizadas pelos organismos e sua adaptação ao meio em que vivem (Peres Neto, 1999).

Assim, partindo da hipótese geral de que as espécies que partilham características morfológicas similares formam grupos que ocuparão habitats semelhantes, este trabalho pretende avaliar as seguintes questões: a) existe correlação entre gradiente espacial e morfologia das espécies mais abundantes no reservatório; b) há influência do gradiente espacial na distribuição das espécies; c) existem espécies com distribuição preferencial em

determinados habitats dentro do reservatório e d) atributos ecomorfológicos contribuem para a organização espacial das espécies.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O rio Iguaçu é o de maior bacia hidrográfica entre os rios paranaenses, abrangendo uma área aproximada de 72.000 km², da qual 79% pertencem ao Estado do Paraná, 19% ao de Santa Catarina e 2% à Argentina. Percorre 1.060 km desde suas nascentes na vertente ocidental da Serra do Mar, nas proximidades do município de Curitiba/PR, até sua foz no rio Paraná (Paiva, 1982).

O elevado desnível da bacia hidrográfica do rio Iguaçu foi um grande atrativo para o aproveitamento hidrelétrico, o que resultou em cinco grandes reservatórios e vários pequenos, que alteraram seus atributos físicos, químicos e biológicos. Os grandes represamentos construídos nos últimos 26 anos no rio Iguaçu 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 x 10⁶ m³ de água. Dentre as usinas hidrelétricas da bacia, aquelas formadas pelos reservatórios de Foz do Areia, Segredo, Salto Santiago, Salto Osório e Salto Caxias apresentam potências superiores a 20 MW (Agostinho & Gomes, 1997).

O reservatório de Salto Santiago, local de estudo, foi construído a partir do barramento do rio Iguaçu, entre os municípios de Rio Bonito do Iguaçu/PR e Saudade do Iguaçu/PR, formando nesse local a Usina Hidrelétrica de Salto Santiago (UHSS), que tem a jusante a Usina Hidrelétrica de Salto Osório e a montante a Usina Hidrelétrica de Segredo. A barragem da UHSS possui 80 m de altura e 1400 m de crista, formando um reservatório de acumulação de água com 80 km de extensão, o qual inunda 208 km² de área e tem capacidade de 6,775 x 10⁶ m³ de armazenamento de água. O tempo de residência da água é de 50,8 dias, possui profundidade média de 35 m e opera com flutuação aproximada de nível de 25 m (Tractebel Energia & ECSA, 2002).

Neste reservatório, foram realizadas amostragens de peixes em quatro locais distribuídos longitudinalmente, sendo um próximo à barragem (Barragem - BAR), dois na região intermediária (Porto Santana – POS; Cavernoso – CAV) e um a montante (Iate Clube

de Candoí/PR - IAT) (Fig. 1). BAR está localizado a cerca de 2 km da barragem e local de maior profundidade do reservatório. Em POS há presença de troncos submersos e área de preservação permanente. Nas redondezas é praticada em grande parte a atividade pecuária extensiva e a agricultura nas encostas superiores. CAV situa-se nos antigos leitos do rio Guarani e do rio Tapijara, a cerca de 1000 m da margem direita do rio Cavernoso, no município de Porto Barreiro/PR, sendo caracterizado por grande área de cobertura florestal e atividade pecuária extensiva. IAT possui em sua margem esquerda a Reserva Indígena de Mangueirinha, local preservado com presença de muitas árvores nativas. Na margem direita observam-se grandes condomínios de veraneio, algumas atividades agrícolas (milho e soja) e de silvicultura, que ocorrem em menores proporções. Em todos os locais amostrados não foram observadas macrófitas aquáticas, mas com o deplecionamento do nível da água do reservatório expõe suas margens, propiciando o crescimento de vegetação terrestre rasteira.

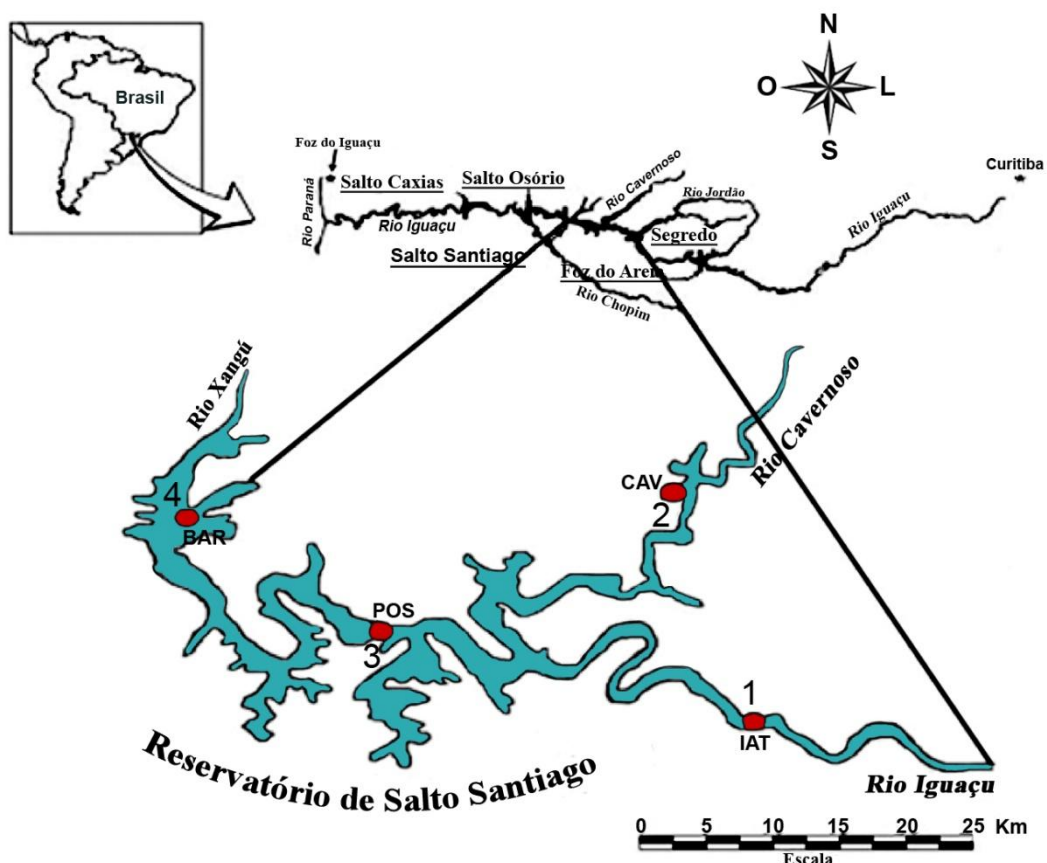


Fig. 1 - Ilustração dos locais de amostragem no reservatório de Salto Santiago, rio Iguaçu. BAR = Barragem (UTM de J22341255W/7169459S); POS = Porto Santana (UTM de J22351571W/7160254S); CAV = Cavernoso (UTM de J22369718W/7169429S) e IAT = Iate Clube Candoí (UTM de J22374742W/7151601S).

Amostragens dos peixes

Informações de coletas bimestrais de peixes nos locais de amostragem descritos acima, durante o período de março de 2008 a janeiro de 2011, foram obtidas dos estudos de monitoramento ambiental da qualidade de água e da ictiofauna do reservatório de Salto Santiago, rio Iguaçu, realizados pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Pesqueiros e Limnologia - GERPEL, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE.

Amostras de peixes foram realizadas com esforço padronizado em 12 redes de espera simples de 20 m cada (2.4, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 14 e 16 cm entre nós opostos), expostas por 24h na superfície, margem e fundo, com revistas as 8, 16 e 24h. Coletas de fundo foram realizadas com redes de espera equipadas com tralha de chumbo apropriada para que a parte inferior da rede fique próximo ao substrato. Nas coletas de margem também foram utilizadas redes com tralha de chumbo para fundo, sendo as mesmas presas junto à margem e armadas em sentido transversal seguindo a correnteza num ângulo aproximado de 45 graus. Coletas de superfície foram realizadas com redes equipadas com boias apropriadas para que a parte superior da rede permaneça na superfície da água. As redes de superfície foram colocadas sequencialmente em regiões de remanso partindo de um lado da margem ao lado oposto, abrangendo uma distância aproximada de 3 km.

Os peixes capturados foram acondicionados em gelo para transporte ao laboratório, onde foram enumerados e identificados segundo Garavello *et al.* (1997), Britski *et al.* (1999) e Garavello & Sampaio (2010). As espécies que juntas representaram menos de 1% da abundância total foram excluídas das análises. Para as demais espécies, foram coletados aleatoriamente de 14 a 18 espécimes adultos para realização de medidas morfológicas, no período de março e maio de 2011, com a mesma metodologia de amostragem descrita acima.

Os peixes foram identificados, etiquetados e fixados em formol 10%. Para as medições, foram transportados para o Laboratório de Ictiologia do GERPEL e colocados em álcool 70% para conservação. Espécimes das espécies utilizadas foram depositados na coleção ictiológica do GERPEL.

No total foram utilizadas 23 medidas morfológicas de tronco, cabeça e nadadeiras (Tabela 1; Fig. 2). As medidas foram feitas através de paquímetro digital com precisão de

0,01 mm tomadas do lado esquerdo de cada espécime e para comprimentos acima de 150 mm, foi utilizado ictiômetro.

Tabela 1 - Descrição das medidas morfológicas lineares e áreas obtidas de cada indivíduo das espécies de peixes do reservatório de Salto Santiago, rio Iguaçu, PR.

<i>Medidas morfológicas</i>	<i>Sigla</i>	<i>Descrição</i>
<i>Comprimento padrão</i>	<i>CP</i>	Distância da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal.
<i>Altura do corpo</i>	<i>AlCp</i>	Maior distância vertical perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
<i>Largura do corpo</i>	<i>LCp</i>	Maior distância horizontal perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
<i>Altura da linha média do corpo</i>	<i>AlLMCp</i>	Distância do ventre até a linha horizontal que se estende da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal (do ponto de altura máxima do corpo).
<i>Comprimento do pedúnculo caudal</i>	<i>CPd</i>	Distância do ponto mais posterior da base da nadadeira anal até o término do pedúnculo caudal.
<i>Altura do pedúnculo caudal</i>	<i>AlPd</i>	Medida vertical do ponto de inserção dos primeiros raios da nadadeira caudal.
<i>Largura do pedúnculo caudal</i>	<i>LPd</i>	Medida horizontal do pedúnculo do ponto de menor altura, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
<i>Comprimento da cabeça</i>	<i>CCb</i>	Distância da extremidade anterior da cabeça até a porção posterior do opérculo.
<i>Altura da cabeça</i>	<i>AlCb</i>	Medida vertical da linha dos olhos.
<i>Largura da cabeça</i>	<i>LCb</i>	Distância horizontal na região dos olhos, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
<i>Altura da boca</i>	<i>AlBo</i>	Maior distância vertical (dorso-ventral) da abertura bucal.
<i>Largura da boca</i>	<i>LBo</i>	Maior distância horizontal (lateral) da abertura bucal.
<i>Altura do olho em relação à cabeça</i>	<i>AlO</i>	Distância vertical do centro do olho até a parte ventral da cabeça
<i>Comprimento da nadadeira peitoral</i>	<i>CPt</i>	Maior distância da base da nadadeira peitoral até sua extremidade distal
<i>Comprimento da nadadeira pélvica</i>	<i>CPv</i>	Maior distância da base da nadadeira pélvica até sua extremidade distal.

<i>Medidas morfológicas</i>	<i>Sigla</i>	<i>Descrição</i>
<i>Comprimento da nadadeira anal</i>	<i>CAn</i>	Maior distância ântero-posterior da nadadeira anal.
<i>Altura da nadadeira caudal</i>	<i>AICd</i>	Maior distância perpendicular ao eixo do comprimento da nadadeira caudal.
<i>Área da nadadeira peitoral</i>	<i>ArPt</i>	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira peitoral.
<i>Área da nadadeira pélvica</i>	<i>ArPv</i>	Área delimitada pelo contorno da nadadeira pélvica.
<i>Área da nadadeira anal</i>	<i>ArAn</i>	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira anal.
<i>Área da nadadeira dorsal</i>	<i>ArDo</i>	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira dorsal.
<i>Área da nadadeira caudal</i>	<i>ArCd</i>	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira caudal.
<i>Área do olho</i>	<i>ArO</i>	Área delimitada pelo contorno externo do olho.

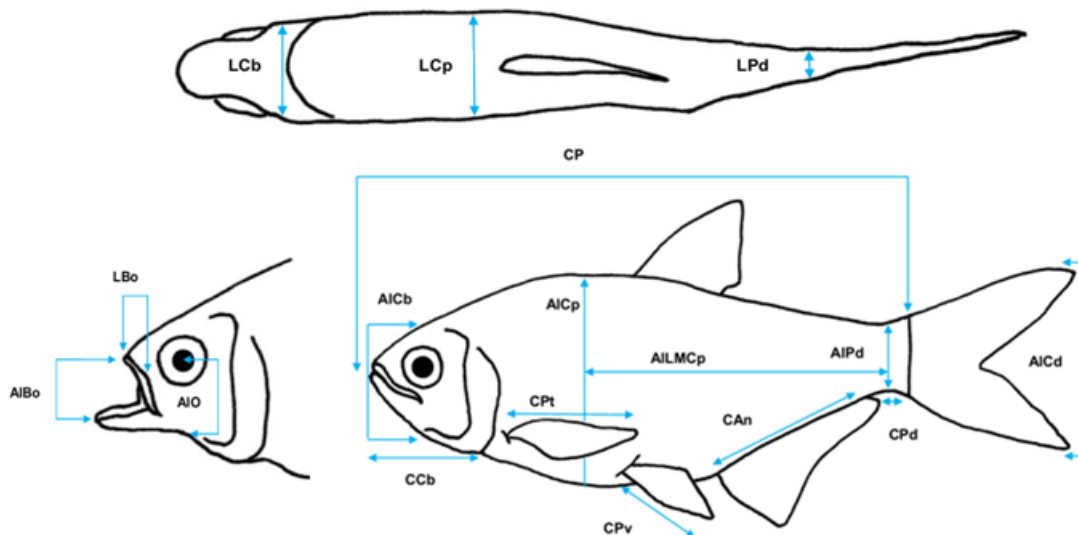


Fig. 2 - Representação esquemática das medidas morfológicas lineares obtidas dos peixes.

Para obtenção das áreas das nadadeiras e do olho, exceto a nadadeira adiposa, foi feito o contorno destas em uma folha plástica, colocada sobre o peixe. Os contornos desenhados foram escaneados e digitalizados para os cálculos das áreas internas através do software

Image Tool 3.0 (Baxes, 1994). As medidas morfológicas e as áreas das nadadeiras e do olho foram convertidas em índices ecomorfológicos (Tabela 2) relacionados ao comportamento natatório e alimentar.

Tabela 2 - Índices ecomorfológicos obtidos das medidas morfológicas lineares e áreas das nadadeiras e do olho e seus significados.

<i>Índices ecomorfológicos</i>	<i>Significado</i>
<i>Índice de compressão do corpo</i> $IC = AICp/LCp$	Elevados valores indicam corpos comprimidos lateralmente. Esperado para peixes que habitam ambientes lênticos ^{2 e 3} .
<i>Índice de depressão do corpo</i> $ID = AILMCp/AICp$	Baixos valores indicam espécies com corpos deprimidos, o que é esperado para peixes que exploram habitats mais próximos ao sedimento ^{1, 3 e 6} .
<i>Altura relativa do corpo</i> $AIRCp = AICp/CP$	Índice inversamente relacionado à velocidade da água no habitat e diretamente relacionado à capacidade de realizar manobras ascendentes e descendentes ^{2, 3 e 6} .
<i>Comprimento relativo do pedúnculo caudal</i> $CRPd = CPd/CP$	Grandes pedúnculos caudais estão associados a peixes adaptados a local com rápido fluxo de água, em função da necessidade de arranques em curto deslocamento ^{1, 3 e 6} .
<i>Altura relativa do pedúnculo caudal</i> $AIRPd = AIPd/AICp$	Baixos valores indicam alta capacidade de manobra ⁶ .
<i>Largura relativa do pedúnculo caudal</i> $LRPd = LPd/LCp$	Altos valores indicam nadadores contínuos ⁶ .
<i>Comprimento relativo da cabeça</i> $CRCb = CCb/CP$	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente maiores ^{2 e 3} .
<i>Altura relativa da cabeça</i> $AIRCb = AICb/ACp$	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente maiores ^{3, 6 e 10} .
<i>Largura relativa da cabeça</i> $LRCb = LCb/LCp$	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente maiores ^{6 e 12} .
<i>Altura relativa da boca</i> $AIRBo = AlBo/ACp$	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente maiores ^{2 e 3} . Menores valores estão associados à maior capacidade de sucção ⁷ .
<i>Largura relativa da boca</i> $LRBo = LBo/LCp$	Altos valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas relativamente maiores ² . Menores valores estão

Índices ecomorfológicos	Significado
	associados à maior capacidade de sucção ⁷ .
Posição do olho $PO = AIO/ACb$	Altos valores representam espécies com olhos dorsais e possivelmente bentônicos, enquanto baixos valores indicam peixes nectônicos com olhos laterais ^{2,3 e 9} .
Área relativa do olho $ARO = ArO / (CP)^2$	Altos valores indicam espécies melhor acuidade visual ^{5 e 10} .
Área relativa da nadadeira peitoral $ARPt = ArPt / (CP)^2$	Áreas maiores podem estar diretamente associadas a frenagens e acelerações ^{2 e 3} . Para peixes bentônicos que habitam trechos de corredeiras, grandes nadadeiras peitorais podem aumentar a área de contato com a superfície onde o peixe se apoia, promovendo assim maior aderência ao substrato ^{8 e 13} .
Razão-aspecto da nadadeira peitoral $RAPt = (CPT)^2 / ArPt$	Alta razão-aspecto representa nadadeira peitoral longa e estreita. Os maiores valores para este índice estão associados à maior velocidade de natação ¹¹ . Para peixes bentônicos que habitam trechos de corredeiras, nadadeiras peitorais mais longas podem favorecer a manutenção da posição em meio à forte correnteza ⁸ .
Área relativa da nadadeira pélvica $ARPv = ArPv / (CP)^2$	Áreas maiores indicam peixes bentônicos, nadadeiras pélvicas maiores podem aumentar a área de contato com a superfície onde o peixe se apoia, promovendo assim maior aderência ao substrato, enquanto áreas relativas menores indicam peixes pelágicos ^{8, 11 e 13} .
Razão aspecto da nadadeira pélvica $RAPv = (CPv)^2 / ArPv$	Altos valores representam nadadeiras longas e estão associados a frenagens ¹ . Para peixes bentônicos que habitam trechos de corredeiras, nadadeiras pélvicas mais longas podem favorecer a manutenção da posição em meio à forte correnteza ⁸ .
Área relativa da dorsal $ARDo = ArDo / (CP)^2$	Espécies com áreas de nadadeiras dorsais relativamente grandes apresentam maior capacidade de estabilização e frenagens em acelerações ¹¹ .
Área relativa da nadadeira anal $ARAn = ArAn / (CP)^2$	Áreas relativas maiores implicam em maior capacidade de manobrabilidade e estabilização do movimento ¹¹ .
Razão-aspecto da nadadeira anal $RAAn = (CAn)^2 / ArAn$	Razões-aspecto maiores implicam em maior capacidade de realizar movimentos progressivos e retrógrados com rapidez ¹¹ .
Área relativa da nadadeira caudal	Grandes áreas de nadadeiras caudais são importantes para aceleração ^{4 e 11} .

<i>Índices ecomorfológicos</i>	<i>Significado</i>
$ARCd = ArCd/(CP)^2$	
Razão aspecto da nadadeira caudal $RACd = (AlCd)^2/ArCd$	Peixes que apresentam altos valores para este índice possuem nadadeiras caudais com tendência à bifurcação, sendo, geralmente, bons nadadores para natação contínua. Por outro lado, espécies com baixos valores para este índice apresentam nadadeiras com maiores áreas e exibem excelente desempenho para aceleração ¹¹ .

Fonte: Informações extraídas de: ¹Hora (1922), ²Gatz Jr. (1979), ³Watson & Balon (1984), ⁴Balon *et al.* (1986), ⁵Pankhurst (1989), ⁶Winemiller (1991), ⁷Norton & Brainerd (1993), ⁸Casatti & Castro (1998), ⁹Freire & Agostinho (2001), ¹⁰Pouilly *et al.* (2003), ¹¹Breda *et al.* (2005), ¹²Willis *et al.* (2005), ¹³Kerfoot Jr. & Schaefer (2006).

As medidas morfológicas e os índices ecomorfológicos foram baseados em trabalhos de Gatz (1979), Watson & Balon (1984), Freire & Agostinho (2001), Oliveira *et al.* (2010) e Pagotto *et al.* (2011).

Em estudos ecomorfológicos, a separação entre formas e tamanho dos indivíduos nem sempre é completa devido à dependência entre as elas (Peres Neto, 1999). Para que a interpretação seja apenas relativa às formas, optou-se por remover o efeito do tamanho do corpo através de índices (razões). O uso de índices ecomorfológicos diminui a dependência das análises quanto ao tamanho dos indivíduos, evitando que as mesmas sejam dominadas por essa variável (Winemiller, 1991).

Análise dos Dados

Para avaliar o relacionamento entre a morfologia das espécies e a distribuição espacial nos gradientes longitudinal (BAR, CAV, POS e IAT) e transversal (zonas litorânea, pelágica e profunda) do reservatório de Salto Santiago foi realizado o Teste de Mantel. O teste de Mantel consiste no cálculo da correlação entre as distâncias de duas matrizes através do processo de aleatorização, ou uma aproximação paramétrica, usada para avaliar se a correlação observada é diferente da aleatória (Jackson & Somers 1989; Manly, 1997).

No entanto, a potencialidade dos estudos ecomorfológicos pode ser encoberta pelas relações filogenéticas (Norton *et al.*, 1995). Esta correlação não tem validade no sentido de detectar a importância adaptativa de uma determinada característica ou atributo funcional ao longo de um gradiente e pode estar simplesmente refletindo a variação na estrutura filogenética das comunidades (Futuyma, 1992; Webb, 2000). Desta forma, não fornecerá evidência de que as características morfológicas são adaptações ao ambiente e as relações

entre morfologia e ecologia são mais importantes quando originadas a partir de respostas adaptativas a variáveis ambientais (Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto *et al.*, 2011). Portanto, se for detectada influência filogenética sobre a morfologia, será realizado o teste de Mantel Parcial, o qual tem a vantagem de remover o efeito da filogenia. No teste de Mantel Parcial, aplica-se inicialmente, duas regressões lineares entre as matrizes de interesse e a matriz que se deseja controlar o efeito, resultando em duas novas matrizes de resíduos. Os resíduos podem parecer abstrações matemáticas, porém possui fácil interpretação biológica. Nesse caso, valores positivos indicam valores maiores do que aqueles esperados devido à relação filogenética, enquanto que os negativos indicam valores menores do que aqueles esperados pela relação filogenética (*sensu* Poulin, 2001). A seguir, o teste de Mantel é feito sobre as matrizes dos resíduos (morfologia*filogenia e distribuição espacial*filogenia), as quais possuem a mesma dimensionalidade dos dados originais, mas sem o efeito de uma terceira variável. Portanto, a hipótese nula a ser testada neste procedimento é que a distribuição espacial das espécies no reservatório de Salto Santiago é independente da filogenia.

Para realização dos testes de Mantel e Mantel Parcial foi utilizada a distância Euclidiana nas matrizes de filogenia, índices ecomorfológicos e ordenação das abundâncias das espécies sobre sua distribuição nos gradientes. A distância Euclidiana é calculada da seguinte maneira:

$$\text{Distância Euclidiana } (D_{jk}) = \left[\sum_{i=1}^n (x_{ij} - x_{ik})^2 \right]^{1/2}$$

Onde, D_{jk} é a distância Euclidiana entre as entidades j e k , n é o número de atributos; x_{ij} e x_{ik} são os valores do atributo i para o par de entidades j e k .

A matriz de distância taxonômica foi construída através da contagem padronizada do número de nós que separa cada espécie na árvore taxonômica, método proposto por Pouilly *et al.* (2003). Para espécies do mesmo gênero valor um, mesma família e gêneros diferentes valor 2, mesma ordem e famílias diferentes valor três e espécies que não pertencem a mesma ordem valor 4. A matriz de distância dos índices ecomorfológicos utilizada foi obtida a partir da Tabela 2, descrita anteriormente. Nesta, os índices não foram padronizados para preservar suas amplitudes de variação.

A construção da matriz de distribuição espacial (abundância pelos gradientes longitudinal BAR, CAV, POS e IAT e transversal zonas litorânea, pelágica e profunda) foi realizada pelo método de ordenação denominado Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), proposto por Kruskal (1964), sobre a raiz quadrada da contagem de indivíduos de cada amostra, seguindo o protocolo de análise descrito em McCune & Grace (2002), com uso do software Pc-Ord 5.0®, no módulo “*Autopilot: slow and thorough*” (máximo número de iterações = 500; critério de estabilidade = 0,0000001; número inicial de eixos = 6; número de rodagens reais = 250; número de rodagens randomizadas = 250). Esta técnica de ordenação foi escolhida porque seu protocolo de ordenação procura pela menor diferenciação possível (denominado *Stress*) entre os ranks das distâncias no espaço multivariado de n-unidades amostrais por m-espécies e o rank das distâncias num espaço reduzido, possibilitando visualizar em poucas dimensões quais unidades amostrais são mais similares em termos de abundâncias relativas das espécies. Esse método tem a vantagem de reduzir a influencia de observações pontuais discrepantes (*outliers*) por considerar o uso de medidas de ranking das distâncias no espaço original e no espaço reduzido da ordenação (MacCune & Grace, 2002).

Para identificar qual gradiente espacial (longitudinal ou transversal) influenciou mais na ordenação das abundâncias das espécies (NMS) foi realizada a Per-MANOVA Fatorial sobre a medida de distância Euclidiana, com 9.999 permutações para avaliação do nível de significância. A Per-MANOVA, também conhecida como Não-paramétrica MANOVA, conduz um teste *F* para diferenças nos centroides entre grupos pré-definidos, utilizando um tipo de distância para obter as somas de quadrados entre e dentro dos grupos (Anderson, 2001). Ao utilizar a distância Euclidiana, a única diferença em relação à MANOVA é a forma de obtenção do nível de significância por um processo permutacional.

Após a identificação do gradiente com maior influência na NMS através da Per-Manova (com base no valor de R^2), foi aplicada a Análise de Espécie Indicadora (INDVAL) para identificar as espécies características de cada nível do gradiente espacial. Esta análise combina a abundância relativa com a frequência de ocorrência (Dufrene & Legendre, 1997). O nível de significância foi calculado através do teste de Monte Carlo, com 1000 permutações.

Na sequencia, a Análise de Discriminante Canônico (CDA), método *backward stepwise* (F para entrar = 11; F para sair = 10), foi utilizada sobre a matriz de índices

ecomorfológicos para discriminar os índices que mais contribuem para a separação das Espécies Indicadoras com distribuições espaciais distintas. A CDA permite a reclassificação dos grupos, baseado nas distâncias mínimas entre as observações dentro dos grupos estruturados *a posteriori*, sendo a porcentagem de reclassificação correta para predição dos grupos ecológicos (Gotelli & Ellison, 2004).

A NMDS e INDVAL foram realizadas no software Pc-Ord 5.0® (MacCune & Mefford, 2006), os testes de Mantel, Mantel Parcial e Per-MANOVA foram no software R versão 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). A CDA foi realizada no *Statistica 7.0*® (StatSoft, Inc., 2004). O nível de significância adotado em todos os testes foi de 5%.

Resultados

No total, 15 espécies apresentaram abundância significativa para o estudo, as quais representaram 99,26% da captura total de indivíduos. As espécies pertencem às ordens: Characiformes (*Astyanax bifasciatus*, *Astyanax minor*, *Astyanax gymnodontus* e *Astyanax altiparanae*, *Apareiodon vittatus*, *Oligosarcus longirostris*, *Hoplias aff malabaricus*), Siluriformes (*Pimelodus britskii*, *Pimelodus ortmanni*, *Hipostomus commersoni*, *Rhamdia voulezi* e *Corydoras palleatus*), Atheriniformes (*Odontesthes bonariensis*) e Perciformes (*Crenicichla iguassuensis* e *Geophagus brasiliensis*) (Figura 3, em anexo)

Os testes de Mantel realizados para avaliar as interdependências entre a distribuição espacial das abundâncias com os índices ecomorfológicos e as distâncias filogenéticas entre as espécies, identificou correlações significativas entre a morfologia e filogenia (Mantel: $r = 0,26$, $p = 0,02$) e entre morfologia e distribuição espacial (Mantel: $r = -0,27$, $p = 0,04$). O teste de Mantel Parcial entre morfologia e distribuição espacial com remoção do efeito da filogenia mostrou efeito significativo da morfologia sobre a distribuição espacial das espécies (Mantel Parcial: $r = -0,37$, $p < 0,01$), ou seja, espécies semelhantes morfologicamente apresentam distribuição espacial similar. Assim, o teste de Mantel Parcial foi eficiente em controlar o efeito filogenético sobre a morfologia das espécies, e a morfologia pode servir como variável preditora para distribuição das espécies ao longo do gradiente espacial do reservatório.

Através da Per-MANOVA, realizada sobre a ordenação resultante da NMDS (Figs. 3A e 3B), a qual sumarizou a abundância nos gradientes longitudinal e transversal em duas dimensões, com *Stress* final de 11 (teste de Monte Carlo: $p < 0,01$), após 86 iterações para

atingir a estabilidade na solução, foi identificado que ambos os gradientes influenciaram sobre a abundância das espécies, porém o gradiente transversal respondeu por 22% da variabilidade, enquanto que o gradiente longitudinal respondeu por apenas 5% e não houve interação significativa entre eles (Tabela 3).

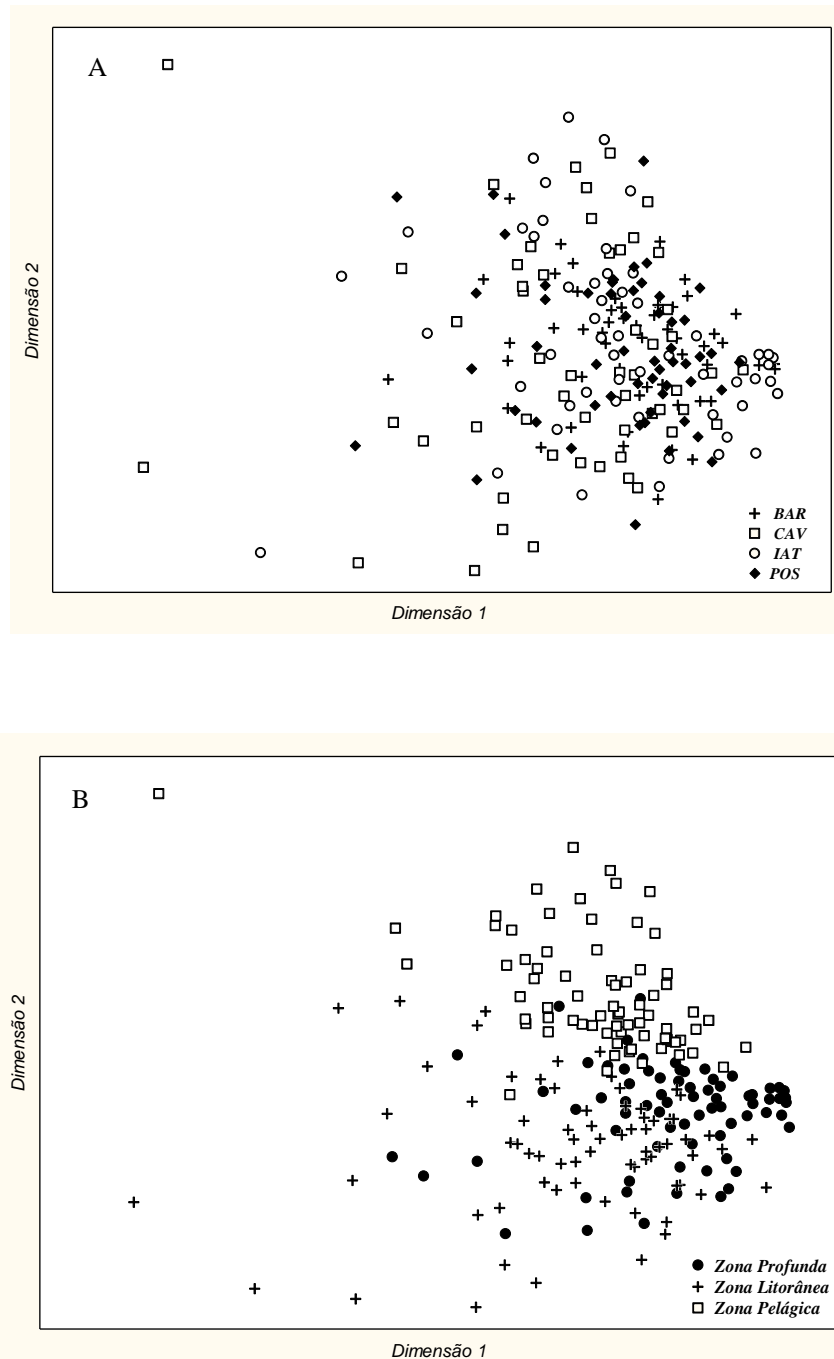


Figura 4 – Ordenação das unidades amostrais pelas abundâncias das espécies a partir da NMS. Resultados categorizados pelos gradientes longitudinais (A) e transversais (B) no reservatório de Salto Santiago, no período de março de 2008 a janeiro de 2011.

Tabela 3: Resultado da Per-MANOVA sobre a ordenação da NMDS que sumarizou as abundâncias das espécies nos gradientes longitudinal e transversal do reservatório de Salto Santiago, no período de março de 2008 a janeiro de 2011.

<i>Fonte de variação</i>	<i>Grau de liberdade</i>	<i>Soma dos quadrados</i>	<i>Quadrado médio</i>	<i>F</i>	<i>R²</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>Gradiente Longitudinal</i>	3	11,42	3,80	5,25	0,05	0,0010
<i>Gradiente Transversal</i>	2	49,15	24,58	33,89	0,22	0,0001
<i>Longitudinal*Transversal</i>	6	7,52	1,25	1,72	0,03	0,0840
<i>Resíduos</i>	204	147,90	0,72	-	0,68	-
<i>Total</i>	215	216,00	-	-	1,00	-

De acordo com a Análise de Espécie Indicadora as espécies *P. britskii*, *P. ortmanni* e *R. voulezi* para zona profunda; *A. altiparanae*, *G. brasiliensis*, *H. aff malabaricus*, *A. vittatus*, *H. commersoni* e *C. iguassuensis* foram caracterizadas para zona litorânea; *O. bonariensis* e *A. gymnodontus* para zona pelágica. As espécies *A. bifasciatus*, *A. minor* e *O. longirostris* foram caracterizadas para as zonas litorânea e pelágica e *C. palleatus* foi caracterizada para as zonas litorânea e profunda (Tabela 4).

Tabela 4: Número de indivíduos (N) de cada espécie, abundância e frequência relativas e valor indicador (INDVAL) para as zonas profunda (F), litorânea (L) e pelágica (P) no reservatório de Salto Santiago. Valores indicadores significativos ($p < 0,05$) em negrito. Dados obtidos durante o período de março de 2008 a janeiro de 2011.

<i>Espécie</i>	<i>N</i>	<i>Abundância (%)</i>			<i>Frequência (%)</i>			<i>INDVAL</i>			<i>p</i>
		<i>F</i>	<i>L</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>L</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>L</i>	<i>P</i>	
<i>Pimelodus britskii</i>	2180	64	26	10	100	82	33	64	22	3	0.001
<i>Pimelodus ortmanni</i>	169	67	30	3	56	32	4	38	9	0	0.001
<i>Rhandia voulezi</i>	186	56	38	6	42	30	6	24	11	0	0.002
<i>Astyanax altiparanae</i>	3063	9	71	19	36	98	60	3	70	11	0.001
<i>Geophagus brasiliensis</i>	891	33	65	3	64	95	7	21	61	0	0.001
<i>Hoplias aff malabaricus</i>	639	29	59	13	62	93	38	18	55	5	0.001
<i>Apaeiroduon vittatus</i>	647	16	69	14	33	78	22	5	54	3	0.001
<i>Hypostomus commersoni</i>	264	27	64	9	39	85	18	11	54	2	0.001
<i>Crenicichla iguassuensis</i>	244	21	75	4	23	62	4	5	46	0	0.001
<i>Odonthestes bonariensis</i>	1709	5	15	80	15	40	90	1	6	72	0.001
<i>Astyanax gymnodontus</i>	5389	25	27	48	82	97	100	20	26	48	0.001
<i>Astyanax bifasciatus</i>	26370	26	37	37	89	100	100	23	37	37	0.036
<i>Astyanax minor</i>	19740	21	41	39	88	100	100	18	41	39	0.004
<i>Corydoras palleatus</i>	2106	45	49	6	82	83	17	37	41	1	0.001
<i>Oligosarcus longirostris</i>	1361	23	38	39	74	93	96	17	36	37	0.003

Visando identificar quais índices ecomorfológicos contribuíram para a discriminação entre as espécies em relação à preferência em cada categoria do gradiente transversal identificado acima, a CDA foi utilizada sobre a matriz dos índices ecomorfológicos, usando os grupos de espécies formadas no INDVAL como categorias pré-determinadas. Essa análise

gerou dois eixos canônicos que foram capazes de classificar corretamente 91% dos casos avaliados, sendo 100% de acerto para a zona profunda, 89% para a zona litorânea e 87% para a zona pelágica, com oito índices ecomorfológicos mantidos na função discriminante (todos com $F > 16$ e $p < 0,0001$). O primeiro eixo canônico computou 84% de variabilidade e separou a zona profunda da litorânea e pelágica, tendo maiores índices de altura e largura relativa da boca (AlBo e LRBo) e largura relativa da cabeça (LRCb) e menores índices de compressão (IC) e área relativa do olho (ARO). O segundo eixo canônico computou os 16% de variabilidade restante e separou a zona pelágica da litorânea, tendo a primeira maior índice de compressão (IC) e menores pedúnculos (AIRPd e CRPd) e área da nadadeira dorsal (ARDo), menor área relativa do olho (ARO) e menores larguras relativas da boca e da cabeça (LRBo e LRCb) (Fig. 4).

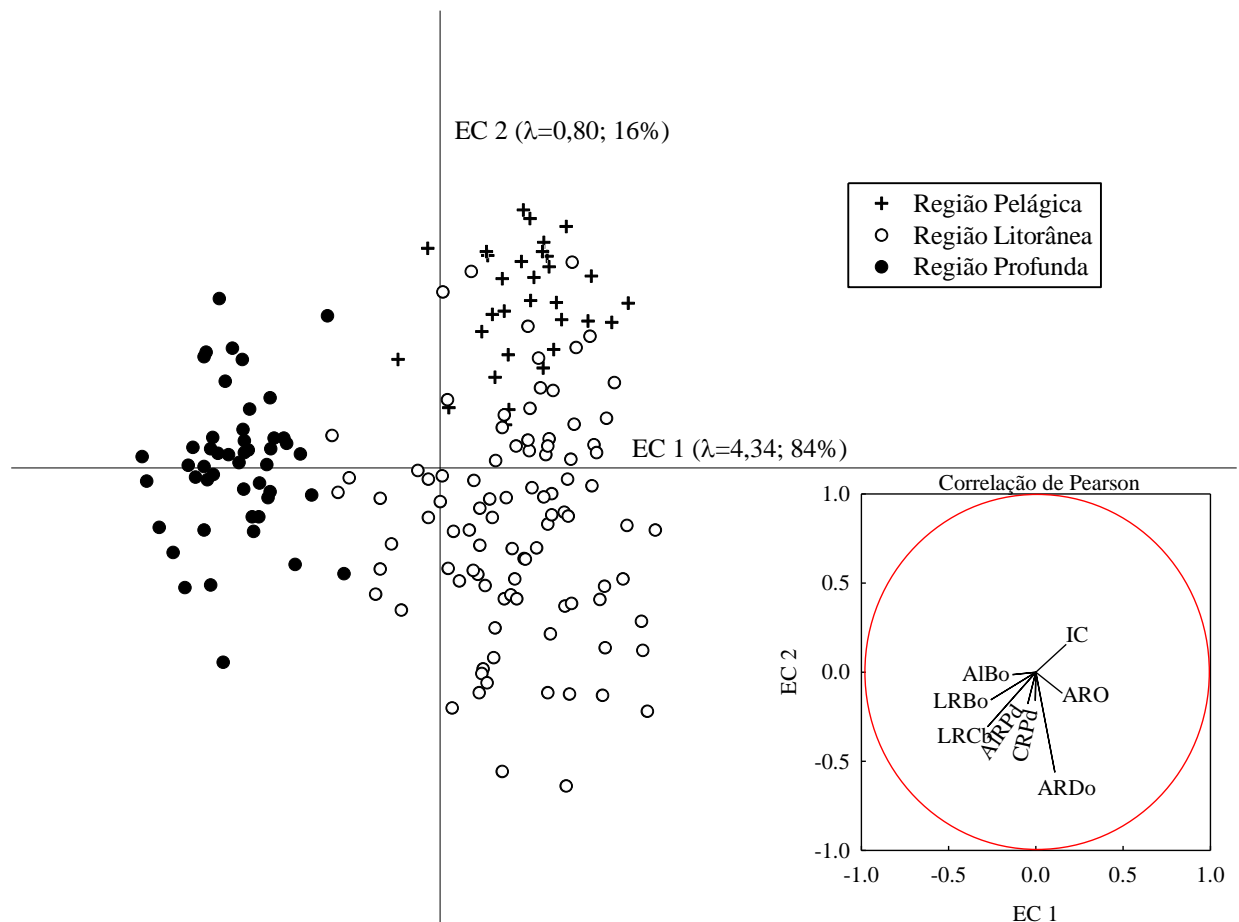


Figura 4 - Ordenação dos indivíduos das espécies indicadoras nos eixos canônicos (EC) da análise de discriminante para o gradiente transversal: zonas pelágica, litorânea e profunda. Correlações dos eixos canônicos aos índices ecomorfológicos que separam as espécies indicadoras são mostradas no interior da circunferência.

Discussão

O presente estudo revelou que independentemente das relações filogenéticas, a forma do corpo esteve relacionada com a distribuição espacial das espécies de peixes no reservatório de Salto Santiago. O relacionamento entre a morfologia e a distribuição espacial das espécies evidencia a importância da morfologia na determinação do uso de hábitat e estende para reservatórios a afirmação feita para riachos por Suárez & Petreire Jr (2005), de que a morfologia pode ser utilizada como preditora da distribuição espacial das espécies de peixes.

Na estruturação da assembleia de peixes do reservatório de Salto Santiago, o gradiente transversal, composto pelas zonas litorânea, pelágica e profunda, foi mais expressivo na organização das espécies do que gradiente longitudinal, referente ao eixo longitudinal dos locais de amostragem. A estruturação transversal da abundância pode estar associada à intensidade das interações entre as espécies, que se acentuam com as alterações do represamento, bem como na exploração entre ambientes pelágicos e bentônicos (Agostinho *et al.*, 1999). Assim, pode ser atribuída à morfologia a segregação espacial entre espécies que habitam as regiões de superfície e de fundo, através de caracteres morfológicos, que indicam o uso de micro-habitats, como por exemplo, a posição da boca, dos olhos e as formas do corpo e das nadadeiras (Gatz, 1979, Watson & Balon, 1984).

Oliveira *et al* (2010) denominaram ecomorfotipo como sendo para espécies que exploram os mesmos recursos naturais com características morfológicas similares independente das relações filogenéticas, como observado nos resultados. O ecomorfotipo formado para zona profunda corresponde às espécies com bocas maiores e corpo achatados dorsoventralmente enquanto que a zona pelágica, as espécies possuem corpos mais comprimidos e menores pedúnculos e para zona litorânea, maior área relativa da nadadeira dorsal, maior área relativa do olho e menor abertura da boca.

As espécies com distribuição preferencial de fundo foram os Siluriformes *P. britskii*, *P. ortmanni* e *R. voulezi*. Essas espécies possuem pré-adaptações morfológicas ao hábito bentônico (*sensu* Gosline, 1994), como longos barbilhões, olhos dorsais e boca subterminal (Freire & Agostinho, 2001). Possuem ritmos noturnos, que tem a vantagem de encontrar as presas menos evasivas e minimizar a competição com os predadores visuais (Kirchlein & Gourlat, 2010). Essas espécies apresentam tendência a piscivoria (Hahn & Fugi, 2007), como foi observado para *R. voulezi* e *P. ortmanni* na formação do reservatório de Salto Caxias

(Delariva, 2002; Cassemiro *et al.*, 2005; Novakowvisk *et al.*, 2007). De acordo com Agostinho & Júlio Jr. (1999), a piscívoros entre peixes é restrita para algumas espécies, enquanto outras a utilizam como caráter oportunista, se aproveitando da piscívoros na presença de altas densidades de presas, como observado para *Pimelodus maculatus* no alto rio Paraná (Lolis & Adrian, 1996), *R. voulezi* e *P. ortmanni*, que de um hábitos insetívoros passaram a utilizar predominantemente peixes na dieta após a formação do reservatório de Caxias, rio Iguaçu (Cassemiro *et al.*, 2005).

O gênero *Pimelodus* apresenta alta capacidade de se estabelecer em ambientes lênticos, ocorrendo em muitos reservatórios, o que pode ser decorrente da capacidade da espécie em explorar diversos nichos, alimentar e espacial, como descrito acima (Abujanra *et al.*, 1999; Lima-Júnior & Goitein, 2004). A elevada flexibilidade alimentar pode ser considerada uma vantagem à colonização de reservatórios, permitindo que parte da ictiofauna original do rio os habite com sucesso (Castro & Arcifa, 1987).

Tais espécies, indicadoras da região profunda do reservatório, foram responsáveis pela principal diferenciação morfológica na assembleia e se separaram das espécies das zonas pelágica e litorânea, por apresentarem maiores tamanhos de cabeça e de boca e olhos pequenos. Esses atributos sugerem o consumo de grandes presas, assim como a ingestão em um único bote (Cassatti *et al.*, 2001). Antonucci *et al.* (2009) relatam que os carnívoros possuem cabeça larga. Embora os peixes possam ter surpreendentes habilidades visuais para identificar presas na baixa intensidade de luz encontrada em profundidades superiores a centenas de metros (Job & Bellwood, 2000), Goatley & Bellwood (2009) mencionam que peixes de hábitos noturnos não podem ser tão capazes quanto os peixes diurnos na detecção de presas pequenas, em virtude do baixo potencial da acuidade e sensibilidade visual. Portanto, são susceptíveis a restringir sua alimentação a presas relativamente grandes. Embora o tamanho da boca do peixe não forneça uma indicação definitiva do tamanho, fornece uma indicação do tamanho potencial máximo de presas (Scharf *et al.*, 2000).

Entretanto, a relação entre as presas disponíveis e àqueles que o predador é capaz de capturar e consumir define os padrões do uso da presa, sendo que, fatores como competição, e até mesmo predação, podem influenciar na escolha da presa (Wainwright & Richard, 1995). A combinação entre alimentação e comportamento locomotor específico é importante para ter sucesso na captura e definir estratégias alimentares (Carroll *et al.*, 2004). Essas espécies possuem corpos achatados dorso-ventralmente, têm habilidade de aceleração através de

pedúnculo caudal longo e alto que permitem que tenham arranques em curtos deslocamentos e maior propulsão para o alcance de velocidade (Gosline, 1971), funcionando como táticas predadoras. Essas espécies, para compensar a baixa acuidade visual, possuem órgãos sensoriais, barbilhões. O desenvolvimento de barbilhões é um mecanismo favorável para habitação de ambientes com águas turvas, onde o campo visual é reduzido (Lombarte & Aguirre, 1997). A função dessas estruturas consiste em tatear o fundo, assim como acima do substrato, e essa especialização na região do focinho parece estar relacionado com alimentação de fundo. Olhos pequenos e bocas largas também são vantajosos para peixes que dependem de detritos bentônicos (Goatley & Bellwood, 2009). Outra característica relevante em relação às estruturas é a posição horizontal do corpo, enquanto localiza o alimento, possui a vantagem de caçar em extensas áreas e com amostragem ocasional do fundo (Gosline, 1984). De acordo com o autor, esse nicho alimentar depende mais na forma de caçar do que da exploração, pois são dependentes da rápida aceleração e também da manutenção da velocidade.

Índices ecomorfológicos relacionados ao desempenho natatório também estiveram associados com a diferenciação secundária entre as zonas litorânea e pelágica. Segundo Webb (1982), grande nadadeira caudal e alto pedúnculo caudal, muitas vezes reforçada pela dorsal posterior e anal, fornecem ótimas condições morfológicas para a natação instável, como aceleração, frenagens e manobras repentinas, enquanto que condições morfológicas melhores para a natação constante são conseguidas com nadadeira caudal de elevada relação de aspecto e estreito pedúnculo caudal.

Duas espécies, *O. bonariensis* e *A. gymnodontus*, ocuparam preferencialmente a zona pelágica. Essas espécies se diferenciaram das litorâneas por apresentarem corpos alongados e delgados (alto IC), nadadeiras pares estreitas e pequenas, largos pedúnculos caudais nadadeira dorsal menor. Entre as diferenças na escolha do habitat, a habilidade de forrageamento é importante, principalmente entre áreas abertas ou com vegetação (Ehlinger & Wilson, 1988), sendo que as estratégias para lidar com as presas variam consistentemente (Webb, 1984). A hidrodinâmica aumenta a capacidade de natação prolongada e é energeticamente eficiente no forrageio por presas irregularmente distribuídas em águas abertas, pois tem menor força de resistência a água (Langerhans, 2009). A nadadeira dorsal desempenha um papel importante na manutenção da estabilidade do corpo durante a propulsão e manutenção do movimento (Harris, 1938). Porém, menor nadadeira dorsal

dificulta a capacidade de realizar manobras. De acordo com Rincón *et al.* (2007), a especialização morfológica fusiforme aumenta o desempenho da natação constante, mas reduz a capacidade de manobra. As nadadeiras dorsal e caudal interagem hidrodinamicamente para melhorar a produção do impulso, enquanto a nadadeira dorsal é usada para gerar forças fora do eixo durante as manobras de giro (Drucker & Lauder, 2001).

O. bonariensis têm a capacidade de explorar o plâncton, com longos e numerosos rastros branquiais (Casseiro *et al.*, 2003), adaptações que permitem explorar a região pelágica em busca desse alimento. Esta espécie foi introduzida no reservatório de Salto Santiago e encontrou condições favoráveis para se estabelecer. Segundo Hahn *et al.* (1998), o estabelecimento de peixes planctófagos em reservatórios se deve ao aumento da biomassa de fitoplâncton. Esta espécie tem alta abundância em reservatórios, principalmente naqueles situados na Argentina (Quirós & Bonverí, 1999). Assim como o zooplânctívoro *Hypophthalmus edentatus*, os piscívoros *Raphiodon vulpinus* e *Plagioscion squamosissimus*, que exploraram esta região nos reservatórios de Tucuruí e Itaipu (Agostinho *et al.*, 1999). Peixes zooplânctívoros possuem olhos que abrigam maiores lentes, com maiores distâncias focais, as quais propiciam maior acuidade visual para detecção de pequenas presas (Schimtz & Wainwright, 2011).

Fernando (1994) assume que um critério importante para colonizar a área pelágica é a capacidade de se alimentar de zooplâncton quando adulto. Quando a zona litorânea é limitada por algum período de tempo, ou apresenta condições impróprias a algumas espécies residentes, habitats pelágicos passam a ser importantes para a assembleia de peixes em termos de utilização de nicho espacial (Kahl & Radke, 2006).

Já o gênero *Astyanax* tem ampla variação espacial, podendo ser encontrado na superfície, coluna d'água e em ambientes com vegetação. Como observado nos resultados, houve segregação espacial entre as espécies, *A. gymnodontus* característica da zona pelágica e *A. altiparanae* para zona litorânea. Wootton (1990) destaca que migrações diárias verticais em busca de alimento e abrigo de predadores podem explicar variações entre os locais de captura para essas espécies. Arcifa *et al.* (1991) relatam que o oportunismo dessas espécies resulta na diminuição da competição por elevada sobreposição da dieta e o limite do espaço no reservatório. Possuem hábitos generalistas (Hanh *et al.*, 1998; Casseiro *et al.*, 2002; Bennemann *et al.*, 2005) e são bem adaptados a águas lânticas e abundantes na maioria dos reservatórios neotropicais, apresentando grande importância para o sistema ecológico.

Astyanax apresentam corpos mais comprimidos e altos, tem alta capacidade de realizar manobras com habilidade para guinadas rápidas e precisas em pequenos espaços (Webb *et al.*, 1996) e são dependentes da visão para se alimentar. A acuidade visual também contribui para a detecção de predadores na zona litorânea, onde pode ocorrer aumento da turbidez e de compostos dissolvidos como também de predadores (Willacker *et al.*, 2010). Assim, como o desempenho natatório, a visão também é muito importante como um comportamento anti-predador (Domenici, 2002), e a combinação da acuidade visual e a capacidade natatória para manobras garantem a fuga de predadores.

Orsi *et al.* (2004) estudaram a biologia de *Astyanax altiparanae* e encontraram padrão de ocupação espacial sendo este perto da superfície e próximo as margens da região litorânea no médio rio Paranapanema. Cassatti *et al.* (2003) caracterizaram essa espécie com hábito onívoro-oportunista, alimentando-se de zooplâncton, algas e macrófitas e insetos, explorando tanto a coluna de água quanto o sedimento, comportamento similar ao *A. gymnodontus* que consome desde inseto a vegetais superiores (Hahn *et al.*, 1997).

Em relação à zona litorânea, muitos estudos (Fernando & Holcik, 1991; Agostinho *et al.*, 1999; Araújo-Lima *et al.*, 1995; Gido *et al.*, 2002) a caracterizam como a região mais produtiva, onde abriga a maior riqueza de espécies. Nela, elas encontram refúgio de predadores e locais propícios para a reprodução. Entretanto, no reservatório de Salto Santiago não são encontradas macrófitas aquáticas, sendo que as espécies dependem da vegetação terrestre que se desenvolve no entorno e é periodicamente alagada pela flutuação do nível, pois a usina opera em sistema de acumulação. De acordo com Agostinho *et al.* (2007), as flutuações do nível da água ocasionam exposição temporária do sedimento, provoca variação do habitat na interface aquática terrestre e geralmente as espécies que habitam essa região são generalistas e com amplas tolerâncias a essas variações, principalmente em relação aos habitats.

Para Esteves & Caliman (2011), galhos e folhas de origem alóctone podem aumentar a complexidade estrutural, bem como a colonização de invertebrados associados ao substrato ou de vida livre. Assim, se constitui área com maior oferta de alimento, tanto para piscívoros, como peixes de pequeno porte e juvenis, quanto para insetívoros, como insetos em vários estágios de desenvolvimento que colonizam a vegetação existente e também pelo desenvolvimento do perifíton (Smith *et al.*, 2003)

Dentre as espécies estudadas, a maioria delas (*A. altiparanae*, *H. aff malabaricus*, *C. iguassuensis*, *G. brasiliensis*, *A. vittatus* e *H. commersoni*) foi indicadora da zona litorânea. *H. aff malabaricus* possui vantagem em ambientes com grande variação de concentração de oxigênio devido a adaptações fisiológicas que permitem sobrevivência em ambiente hipóxico (Rantin & Johansen, 1984; Oliveira *et al.*, 2001). Requer águas rasas para postura de ovos (Agostinho *et al.*, 1995; Sabino & Zuanon, 1997), com isso aumenta sua ocorrência em ambiente com baixa profundidade e vegetação, como a zona litorânea. É considerada sedentária e adaptada a ambientes lênticos. Seu hábito alimentar é piscívoro, utiliza da tática de predação por emboscada, permanece imóvel nas áreas marginais, onde a presa é capturada (Sazima, 1986).

Casatti *et al.* (2001) observaram para *Crenicichla britskii*, comportamento emboscador como *H. aff malabaricus*. Ciclídeos geralmente se alimentam por meio de sucção, possuem maxilas protráteis, tática muito eficiente na captura das presas, principalmente de menor tamanho, como invertebrados aquáticos na coluna da água ou no fundo e em locais de difícil acesso (Watzek & Wainwright, 2003; Hulsey & Léons, 2005). Gibran *et al.* (2001) estudaram *C. britskii* no rio Aguapeí e verificaram a dominância de insetos aquáticos e de itens alóctones na dieta, os quais foram capturados na coluna da água ou na superfície, bem como na exploração do substrato e de bancos de macrófitas. Já outra espécie de *Crenicichla* (ainda não descrita) foi caracterizada como piscívora no reservatório de Salto Caxias (Casseiro *et al.*, 2005). Essas espécies geralmente ocupam a parte mais próxima ao fundo da região marginal, com preferência por ambientes com vegetação e possuem adaptações para explorar tanto a superfície como o fundo (Freire & Agostinho, 2001; Ferreira, 2007; Mazzoni, *et al.*, 2010; Sampaio & Goulart, 2011). De acordo com Breda *et al.* (2005), a morfologia dessas espécies indicam que apesar de não serem bons nadadores para natação contínua à alta velocidade, apresentam excelente desempenho para aceleração repentina.

O alagamento da área terrestre, além de favorecer o crescimento de gramíneas e outras plantas, contribui para a produção de detritos (Agostinho *et al.*, 2007), fornecendo alimentos para as espécies *G. brasiliensis*, *A. vittatus* e *H. commersoni*. Estas espécies foram caracterizadas como detritívoras (Agostinho *et al.*, 1997, Hahn *et al.*, 1997; Hahn & Fugi, 2007), sendo que *H. commersoni* é especialista de fundo, com boca ventral suctorial que auxilia a pressão ao substrato. Alimenta-se de sedimentos, detritos, perifíton e invertebrados raspados na superfície do substrato (Delariva & Agostinho, 2001). Tem longo pedúnculo

caudal para arranques em curtos deslocamentos e grandes nadadeiras medianas pélvicas estabilizando o corpo conforme se movimenta em meio ao fluxo de água (Breda *et al.*, 2005; Pagotto *et al.*, 2011).

A ocorrência de *H. commersoni* na zona litorânea pode ser devido à baixa profundidade desta em relação à região profunda do reservatório, o que a torna um ambiente impróprio para a sobrevivência dessa espécie (Zamboni-Filho *et al.*, 2008). *A. vittatus* possui estômago mecânico e boca subterminal, também acrescenta em sua dieta, grandes proporções de algas, geralmente encontrados próximos ou aderidos ao substrato (Pavanelli, 2003; Hahn & Fugi, 2007).

Estudos têm associado ciclídeos à habitats com vegetação (Winemiller & Leslie 1992). Ciclídeos em geral, tendem a ser associados com poças e borda habitats com baixo fluxo e estrutura física, tais como vegetação, pedras e rochas (Cochran - Biederman & Winemiller, 2010). Em reservatórios africanos, ciclídeos são encontrados na zona litorânea (Fernando & Holčík, 1999). *G. brasilienses* apresenta grande área lateral que exige grande nadadeira dorsal e anal para fornecer estabilidade estática em guinadas e a propulsão também pode ser produzida através de remo das nadadeiras peitorais (Keast & Webb, 1966). Conseguem realizar manobras precisas à baixa velocidade para captura de alimento ou abrigo em pequenos espaços (Breda *et al.*, 2005; Hildebrand, 2005)

Essa espécie tem hábito bentônico, possui boca subterminal e explora o fundo das regiões litorâneas (Abelha & Goulart, 2004; Barreto & Aranha, 2005), beneficiando-se com o abrigo e alimento. Sazima (1986) caracterizou a tática de forrageamento como escavador de fundo, Cassati *et al.* (2003) relatam que esse tipo de exploração, as espécies são sustentadas pelo pedúnculo caudal enquanto se alimentam. .

De acordo com Bellwood *et al.* (2002), a habilidade de natação e uso de habitat revelam regras de montagem a nível funcional, enfatizando a utilidade dos atributos funcionais como métrica para comparar a nível de sistema em faunas taxonomicamente distintas. Para Fulton *et al.* (2001), morfologia e performance pode explicar padrões de distribuição e abundância, mas essa ligação depende das espécies e da escala espacial.

Portanto, conclui-se que existe correlação entre distribuição das espécies e sua morfologia com o gradiente transversal do reservatório de Salto Santiago e que a ecomorfologia contribuiu para definir ecomorfotipos para a zona litorânea, pelágica e

profunda do reservatório, sendo que a zona litorânea apresentou maior número de espécies indicadoras, representando a zona mais importante para sobrevivência das espécies.

Agradecimentos

Ao Gerpel, que possibilitou a coleta de peixes no reservatório junto a equipe, pelo suporte e liberação do laboratório para as medições.

Ao doutorando João Paulo Alves Pagotto por sua ajuda e paciência para os esclarecimentos das medidas morfométricas e sobre ecomorfologia.

Aos Professores Doutores Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui e Edson Fontes de Oliveira por suas grandes contribuições para o desenvolvimento do trabalho e pela atenção concedida.

Referencias Bibliográficas

Abelha, M.C.F. & E. Goulart, 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 26: 37-45.

Abujanra, F., M. R. Russo & N. S. Hahn, 1999. Variações espaço-temporais na alimentação de *Pimelodus ortmanni* (Siluriformes, Pimelodidae) no reservatório de Segredo e áreas adjacentes (PR). *Acta Scientiarum* 21: 283-289.

Agostinho, A. A. 1992. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: Agostinho, A. A. & E. Benedito-Cecílio (eds.). Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil. Maringá: Eduem 106-121.

Agostinho, A. A. 1994. Consideração sobre a Atuação do Setor Elétrico na Preservação da Fauna aquática e dos Recursos Pesqueiros. Seminário sobre a fauna aquática e o setor elétrico brasileiro, reuniões temáticas preparatórias: Caderno 4- estudos e levantamentos, Alpinópolis. In. Comitê Coordenados das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico (Ed) - COMASE. Eletrobrás.

Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler & S. M. Thomaz, 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J. G., C. M. Bicudo & T. Matsumura Tundisi, T. (eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, ABC/SBL. p.59-104.

Agostinho, A. A. & L. C. Gomes, 1997. Reservatório de Segredo: bases para o manejo. EDUEM, Maringá. Colocar páginas.

Agostinho, A. A., Bini, L. M. & Gomes, L. C. (1997) Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Eds. A. A. Agostinho, & L. C. Gomes, pp.141-162. EDUEM, Maringá.

Agostinho, A.A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I Suzuki, 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoir and prognoses on aging, Theoretical reservoir ecology and its applications. In J. G. Tundisi & M. Straskaba (eds), São Carlos: International Institute of Ecology, Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences: 227-265.

Agostinho, A. A. & H. F. Júlio Júnior, 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In. R.H. Lowe-Mc Connell (Ed), EDUSP, São Paulo: 374-399.

Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem: 501.

Anderson, M. J., 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*, 58: 626–639.

Antonucci, F., C. Costa, J. Aguzzi & S. Cataudella, 2009. Ecomorphology of morpho-functional relationships in the family of Sparidae: a quantitative statistic approach. *Journal of Morphology* 270: 843 – 855.

Araujo - Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabr e, 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and Reservoirs. In J. G Tundisi, C.E. Bicudo & T. Matsumura- Tundisi (eds), *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: 105-136.

Arcifa, M. S., T. C. Northcote & O. Froehlich, 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. *Journal of Tropical Ecology* 7: 257-268.

Balon, E. K., S. S. Crawford & A. Lelek, 1986. Fish communities of the Upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. *Environmental Biology of Fishes*, 15: 243-271.

Barreto, A. P. & J. M. R. Aranha. 2005. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27: 153-160.

Baxes, A.G., 1994. *Digital Image Processing*, Wiley.

Bellwood, D.R., P. C. Wainwright, C. J. Fulton & A. Hoey, 2002. Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. *Functional Ecology* 16: 557– 562.

Bennemann, S.T., A. M. Gealh, M. O. Orsi & L. M. Souza, 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 95: 247-254.

Bock, W., 1990. From biologische anatomie to ecomorphology. *Netherlands Journal of Zoology* 40: 254-277.

Breda, L., E. F. Oliveira & E. Goulart, 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Science* 27: 371-381.

Britski, H.A., K. Z. S. Silimon & B. S. Lopes, 1999. Peixes do Pantanal-Manual de Identificação. Embrapa, Brasília :184.

Carroll, A.M., P. C. Wainwright, S. H. Huskey, D. C. Collar & R. G. Turingan, 2004. Morphological predicts suction feeding performance in Centrarchid fishes. *The Journal of Experimental Biology* 207: 3873-3881.

Casatti, L. & R. M. C. Castro, 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological of Exploration of Freshwater* 9: 229-242.

Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro, 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1: 1-15.

Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira, 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 213-222.

Casatti, L. & R. M. C. Castro, 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the Rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 203-214.

Casemiro, A.S., N. S. Hahn & R. Fugii, 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum* 24: 419-425.

Casemiro, F. A. S., N. S. Hahn & T. F. L. V. B Rangel, 2003. Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes bonariensis*, of the Salto Caxias reservoir, Rio Iguaçu, Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 1: 127-131.

Casemiro, F. A. S, N. S. Hahn & R. L. Delariva, 2005. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil), no terceiro ano após o represamento. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27: 63-71.

Castro, R. M. C. & M. S. Arcifa 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 47: 493-500.

Cochran-Biederman, J.L. & K. O. Winemiller, 2010. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. *Environmental Biology of Fishes* 88: 143-152.

Delariva, R. L. 2002. *Ecologia trófica da ictiofauna do rio Iguaçu e efeitos decorrentes do represamento de Salto Caxias*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Delariva, R. L. & A. A. Agostinho, 2001. Relationship between morphology and diets of six Neotropical loriciariids. *Journal of Fish Biology* 58: 832-847.

Domenici, P., 2002. The visually mediated escape response in fish: predicting prey responsiveness and the locomotor behaviour of predators and prey. *Marine & Freshwater Behaviour & Physiology* 35: 87-110.

Drucker, E. G. & G. V. Lauder, 2001. Locomotor function of the dorsal fin in teleost fishes: experimental analysis of wake forces in sunfish. *The Journal of Experimental Biology*, 204, 2943–2958.

Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monograph*, 67, 345-366.

Esteves, F.A. & Caliman, A. 2011. Águas Continentais: Características do meio, compartimentos e suas comunidades. In Esteves, F. A. (Cord.) *Fundamentos em Ecologia* 3 edn. Interciência, Rio de Janeiro 113-118.

Fernando, C. H. & J. Holčík, 1991. Fish in Reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 76: 149-167.

Fernando, C. H., 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hydrobiologia* 272: 105-123.

Ferreira, K.M., 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 311-326.

Freire, A. G. & A. A. Agostinho, 2001. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 13: 1-9.

Fulton, C.J., D. R. Bellwood & P. C. Wainwright, 2001. The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Marine Biology* 139: 25-33.

Futuyma, D. J., 1992. *Biologia Evolutiva*. 2ed. Sociedade Brasileira de Genética.

Garavello, J. C., C. S. Pavanelli & H. I. Suzuki, H.I. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu. In A.A. Agostinho, & L.C. Gomes (Eds), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá 141-162.

Garavello, J. C. & F. A. A. Sampaio, 2010. Five new species of genus *Astyanax* Baird & Girard, 1854 from Rio Iguaçu, Paraná, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Brazilian Journal of Biology* 70: 847-865.

Gatz Jr., A. J., 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies Zoology and Botany* 21: 91-124.

Gibran, F. Z., K. M. Ferreira & R. M. C. Castro, 2001. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a Stream of rio Aguapéí basin, upper rio Paraná system, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 1: 1-5.

Gido, K. B., C. W. Hargrave, W. J. Matthews & G. D. Schnell, 2002. Structure of littoral-zone fish communities in relation to habitat, physical, and chemical gradients in a southern reservoir. *Environmental Biology of Fishes* 63: 253-263.

Goatley, C. H. R. & E. D. R. Bellwood, 2009. Morphological structure in a reef fish assemblage. *Coral Reefs* 28: 449–457.

Gomes, L. C. & L. E. Miranda, 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná River basin. *Regulated Rivers: Research & Management*, **17**, 67–76.

Gosline, W. A. 1971. Functional morphology and classification of teleostean fishes. Honolulu: University Press.

Gosline, W. A., 1984. Structure, Function, and Ecology in the Goatfishes (Family Mullidae). *Pacific Science* 38: 312-323.

Gosline, W. A., 1994. Function and structure in the paired fins of Scorpaeniform fishes. *Environmental Biology of Fishes* 40: 219-226.

Gotelli, N.J. & A. M. Ellison, 2004. *A primer of ecological statistics*. Publishers Sunderland, Massachusetts.

Hahn, N.S., R. Fugi, V. L. L. Almeida, M. R. Russo & V. E. Loureiro, 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In A. A. Agostinho & L. C. Gomes (Eds) *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá 141-162.

Hahn, N.S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini, 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciencia* 23: 299-305.

Hahn, N.S. & R. Fugi, 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasilienses* 11: 469-480.

Harris, J. E., 1938. The role of the fins in the equilibrium of the swimming fish the role of the pelvic fins. *Journal of Experimental Biology* 15: 32-47.

Henry, R., 1999. *Ecologia de reservatórios Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Fapesp, Fundibio.

Hildebrand, M., 1995. *Análise da estrutura dos vertebrados 3th*. São Paulo, Atheneu.

Hora, S. L., 1922. Structural modifications in the fish mountain torrentes. *Records of the Indian Museum* 24: 31-61.

Hugueny, B., T. Oberdorff & P. A. Tedesco, 2010. Community ecology of river fishes: A large-scale perspective. *American Fisheries Society Symposium*, 73.

Hulsey, C. D. & F. J. G. Leónx, 2005. Cichlid jaw mechanics: linking morphology to feeding specialization. *Functional Ecology* 19: 487-494.

Jackson, D.A. & K. M. Somer, 1989. Are probability estimates from the permutation model of Mantel's test stable? *Canadian Journal of Zoology* 67: 766-769.

Jackson, D.A., P. R. Peres-Neto, J. D. Olden, 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 157-170.

Job S. D. & D. R. Bellwood, 2000. Light sensitivity in larval fishes: implications for vertical zonation in the pelagic zone. *Limnology and Oceanography* 45:362–371.

Kahl, U. & R. J. Radke, 2006. Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 48-56.

Karr, J. R. & J. C. James, 1975. Eco-morphological configurations and convergent evolution in species and communities. In M. L. Cody & J. M. Diamond (Eds), *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge: 258-291.

Keast, A. & D. Webb, 1966. Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, Lake Opinicon, Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 23: 1845-1874.

Keddy, P. A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.

Kerfoot, J. R. & J. F. Schaefer, 2006. Ecomorphology and habitat utilization of *Cottus* species. *Environmental Biology of Fishes* 76: 1-13.

Kirchheim, P. D. & E. Goulart, 2010. Ecomorfologia de Predação e Antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). *Oecologia Australis* 14: 550-568.

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

Langerhans, R. B., 2009. Trade-off between steady and unsteady swimming underlies predator-driven divergence in *Gambusia affinis*. *Journal of Evolutionary Biology* 22: 1057–1075.

Lima-Junior, S. E. & R. Goitein, 2004. Diet and feeding activity of *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) in Piracicaba River (State of São Paulo, Brazil), the effect of seasonality. *Boletim do Instituto de Pesca* 30: 135-140.

Lolis, A. A. & I. F. Andrian, 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) na planície de inundaç o do Alto Rio Paran . *Boletim do Instituto de Pesca* 23: 187-202.

Lombarte, A. & H. Aguirre, 1997. Quantitative differences in the chemoreceptor systems in the barbels of two species of Mullidae (*Mullus surmuletus* and *M. barbatus*) with different bottom habitats. *Marine Ecology Progress Series* 150: 57-64.

Manly B. F. J., 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology, 2ndn. Chapman & Hall, London.

Matthews, W.J., 1998. Patterns in freshwater fish ecology: 752.

Mazzoni, R., M. Moraes, C. F. Rezende & J. C. Miranda, 2010. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia Série Zoologia* 100: 162-168.

McCune, B. & J. B. Grace, 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MJM, Software, Oregon.

McCune, B. & M. J. Mefford, 2006. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5.31. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

Motta P. J., S. F. Norton & J. J. Luczkovich, 1995. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44:11–20.

Norton, S. F. & E. L. Brainerd, 1993. Convergence in the feeding mode of ecomorphologically similar species in the Centrarchidae and Cichlidae. *Journal of Experimental Biology* 176: 11-29.

Norton, S. F., J. J. Luczkovich & P. J. Motta, 1995. The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, **44**, 287-304.

Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugi, 2007. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica* **7**: 149-154.

Oliveira, E. F. & E. Goulart, E., 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum* 22: 445- 453.

Oliveira, E. F., E. A. Luiz, A. A. Agostinho & E. Benedito-Cecílio, 2001. Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum*, 23: 369–376.

Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera, E. Goulart, 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes* 72: 283–304.

Oliveira, E. F., E. Goulart, L. Breda, C. V. Minte-Vera, L. R. S. Paiva & M. R. Vismara, 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology* 8: 569-586.

Orsi, M. L., E. D. Carvalho & F. Foresti. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 207-218.

Pagotto, J. P. A., E. Goulart, E. F. Oliveira, & C. B. Yamamura, 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 71: 469-479.

Paiva, M. P., 1982. *Grandes represas do Brasil*. Editerra: Editorial, Brasília.

Pankhurst, N. W., 1989. The relationship of ocular morphology to feeding models and activity periods in shallow marine teleosts from New Zealand. *Environmental Biology of Fishes* 26: 201-211.

Pavanelli, C.S., 2003. Family Parodontidae. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. In R.E. Reis, S.O. Kullander, & C.J. Ferraris (Eds), EDIPUCRS, Porto Alegre: 46-50

Peres-Neto, P.R., 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riacho. In E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, R. & P. R. Peres-Neto (Eds), *Ecologia de peixes de riacho*. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro: 209-236

Pianka, E. R., 2000. *Evolutionary Ecology*. Sixth Edition. Benjamin-Cummings, Addison-Wesley-Longman, San Francisco.

Piet, G. J., 1998. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. *Environmental Biology of Fishes* 51: 67-86.

Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: toward mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of The North American Benthological Society* 16: 391-409.

Pouilly, M., F. Lino, J. Bretenoux & G. C. Rosales, 2003. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology* 62: 1137-1158.

Poulin, R., 2001. Another look at the richness of helminth communities in tropical freshwater fish. *Journal of Biogeography* 28: 737-743.

Quirós, R. & M. B. Bonverí, 1999. Fish Effects on Reservoir Trophic Relationships. In J.G Tundisi & M. Straskaba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, Rio de Janeiro. Brazilian Academy of Sciences: 529-546.

R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Rantin, F. T. & K. Johansen, 1984. Responses of the teleost *Hoplias malabaricus* to hypoxia. *Environmental Biology of Fishes* 11: 221-228.

Ricklefs, R. E. & Miles, D. B., 1994. Ecological and evolutionary inferences from morphology: An ecological perspective. In P.C. Wainwright & S.M. Reilly (eds), *Ecological Morphology: integrative organismal biology*. University of Chicago Press, Chicago: 13-41.

Ricklefs, R. E., 2003. *A economia da natureza*. 5ª Edição. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Rincón, P. A., M. Bastir & G. D. Grossman, 2007. Form and performance: body shape and prey-capture success in four drift-feeding minnows. *Oecologia* 152: 345-355.

Sabino, J. & J. Zuanon, 1997. A stream fish assemblage in Central Amazonia: Distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyology Exploration of Freshwaters* 8: 201-210.

Sampaio, A. L. A. & E. Goulart, 2011. Ciclídeos Neotropicais: ecomorfologia trófica. *Oecologia Australis* 15: 775-798.

Sazima, I., 1986. Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology* 29: 53-65.

Scharf, F. S., F. Juanes & R. A. Rountree, 2000. Predator size - prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series* 208: 229-248.

Schlösser, I. J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395-414.

Schmitz, L. & P. C. Wainwright, 2011. Ecomorphology of the eyes and skull in zooplanktivorous labrid fishes. *Coral Reefs* 30: 415–428.

Silva, C. P. D., 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 23: 271-285.

Smith, W., C. C. Pereira, E. L. Espíndola & O. Rocha, 2003. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. In R. Henry (Cord), *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. RiMa, São Carlos: 233-248.

Súarez, Y. R. & M. Petreire Jr., 2005. Organização das assembleias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27: 161-167.

Teixeira, I. & S. T. Bennemann, 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica* 7: 67-76.

Tractebel Energia & ECSA, 2002. Plano de uso e ocupação das águas e entorno do reservatório da usina hidrelétrica Salto Santiago, Florianópolis. Meio eletrônico.

Tundisi, J.G., 1990. Perspectives for ecological modelling of tropical and subtropical reservoirs in South America. *Ecological Modelling* 52: 7-20.

Tundisi, T. M. & J. G. Tundisi, 2008. *Limnologia*. Oficina De Textos.

Wainwright, P. C. & B. A. Richard, 1995. Predicting patterns of prey use from morphology of fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44: 97-113.

Waltzek, T. B. & P. C. Wainwright, 2003. Functional morphology of extreme jaw protrusion in Neotropical cichlids. *Journal of Morphology* 257: 96-106.

Watson, D. J. & E. K. Balon, 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology* 25: 371-384.

Webb, P. W., 1982. Locomotor Patterns in the Evolution of Actinopterygian Fishes. *American Zoologist* 22: 329-342.

Webb, P. W., 1984. Body form, locomotion and foraging in aquatic vertebrates. *American Zoologist* 24: 107-120.

Webb, P. W., G. D. Laliberte & A. J. Schrank, 1996. Does body and fin form affect the maneuverability of fish traversing vertical and horizontal slits? *Environmental Biology of Fishes* 46: 7-14.

Webb, C. O., 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *American Naturalist* 156: 145- 55.

Webb, C. T., G. A. Hoeting, G. A. Ames, G. A. Pyne & N. L. Poff, 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters* 13: 267–283.

Willis, S.C., K. O. Winemiller & H. Lopez-Fernandez, 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a neotropical floodplain river. *Oecologia* 142: 284-295.

Winemiller, K.O., 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61: 343-365.

Winemiller, K. O., 1992. *National Geographic Research & Exploration* 8: 308-327

Winemiller, K. O. & M. A. Leslie, 1992. Fish assemblage across a complex tropical freshwater/marine ecotone. *Environmental Biology of Fish* 34: 29-50.

Wootton, R. J., 1990. *Ecology of Teleost fishes*. Chapman & Hall.

Zaniboni-Filho, E., A. P. O. Nuñez, D. A. Reynalte-Tataje , S. Hermes-Silva & S. Meurer, 2008. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (alto rio Uruguai). In. E. Zaniboni-Filho, & A. P. O. Nuñez (Eds), *Reservatório de Itá*. Editora da UFSC, Florianópolis: 21-48.