



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**  
Centro Biomédico  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

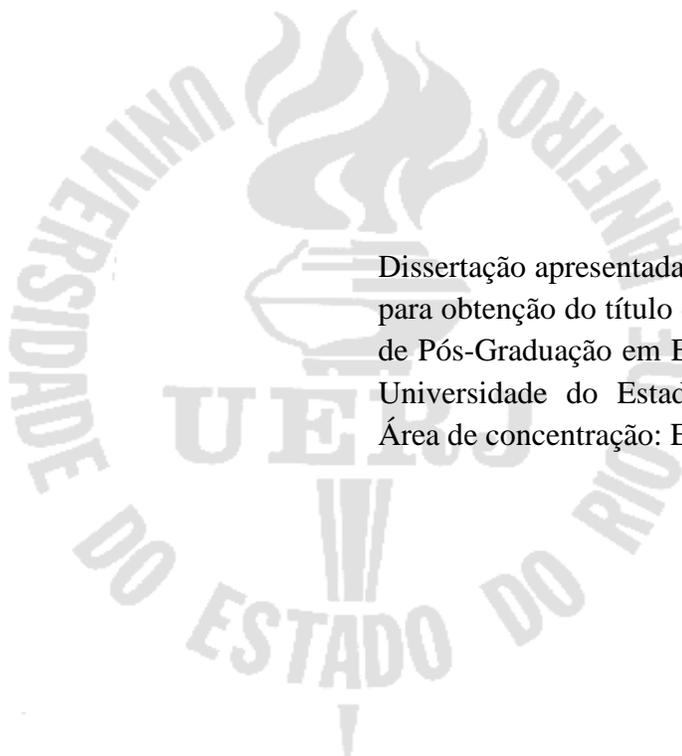
Raquel Costa da Silva

**Movimento longitudinal de peixes: uma análise cienciométrica, manutenção de comunidades e implicação na colonização de um riacho costeiro**

Rio de Janeiro  
2013

Raquel Costa da Silva

**Movimento longitudinal de peixes: uma análise cienciométrica, manutenção de comunidades e implicação na colonização de um riacho costeiro**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Rosana Mazzoni

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Miriam Plaza Pinto

Rio de Janeiro

2013

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/A

S586

Silva, Raquel Costa da.

Movimento longitudinal de peixes: uma análise cienciométrica, manutenção de comunidades e implicação na colonização de um riacho costeiro / Raquel Costa da Silva. – 2013.

75 f: il.

Orientadora: Rosana Mazzoni.

Coorientadora: Miriam Plaza Pinto

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Peixe - Comportamento – Maricá (RJ) - Teses. 2. Peixe - Pesquisa - Teses. 3. Mata Atlântica - Teses. I. Mazzoni, Rosana. II. Pinto, Miriam Plaza. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 597(815.3)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

---

Assinatura

---

Data

Raquel Costa da Silva

**Movimento longitudinal de peixes: uma análise cienciométrica, manutenção de comunidades e implicação na colonização de um riacho costeiro**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2013.

Orientadora:

Prof.<sup>a</sup> Dra. Rosana Mazzoni

Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes - UERJ

Banca Examinadora:

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Miriam Plaza Pinto  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Érica Maria Pellegrini Caramaschi  
Universidade Federal do Rio de Janeiro

---

Prof. Dr. Uwe Horst Schulz  
UNISINOS

Rio de Janeiro  
2013

## AGRADECIMENTOS

Ao final dessa etapa, gostaria de agradecer a todos aqueles que me ajudaram direta ou indiretamente a chegar até aqui.

Agradeço primeiramente a Deus pela oportunidade de desenvolver esse trabalho, pelas graças a mim concedidas ao longo desses dois anos de estudo e trabalho e principalmente pela força para chegar ao final.

À minha família, pai, mãe, irmã e meus tios que sempre me apoiaram e incentivaram a fazer o que eu gosto. Obrigada por serem comigo, uma família de verdade e por toda a ajuda que me deram durante esse tempo. Foi essencial para continuar.

Aos meus amigos que me dão a cada dia muitas alegrias. Que me buscam no aeroporto e que fazem festas-surpresa lindas pra mim. Obrigada a todos vocês que me conhecem e me amam pelo que sou. Obrigada pela compreensão quando estive ausente nas confraternizações em virtude do tempo gasto com a minha pesquisa. Obrigada por aguentarem minhas lágrimas e meus momentos de desespero quando pensei que não chegaria até aqui. Além de tudo, obrigada pela confiança que vocês depositam em mim. Vocês são os melhores e sem vocês, nada faria sentido. Com vocês... Em qualquer lugar! Amo muito tudo isso.

Um agradecimento especial aos “Jovens Sarados”. Obrigada pela companhia, amizade e fortalecimento na minha fé. Alegria sempre mais alto!

Ao meu namorado Ivan, que chegou à minha vida em meio a tantas mudanças e correria. Obrigada pelo seu incentivo, pela compreensão e paciência comigo. Obrigada por ter perdido horas de sono só pra falar comigo pela internet enquanto estávamos longe e por até hoje perder mais algumas horinhas, só para estar mais tempo do meu lado. Obrigada por transformar minha vida tão maravilhosamente.

Também quero agradecer à Soninha e ao Henrique que me aturaram esses dois anos indo à secretaria pedir auxílio financeiro e esclarecimentos a respeito de qualquer burocracia. Vocês fazem diferença na nossa formação.

Aos meus colegas de turma com quem dividi conhecimento e momentos muito agradáveis durante as disciplinas. É um orgulho tê-los conhecido.

À toda equipe do LabecoPeixes. Vocês são fantásticos colegas e biólogos. Devo agradecê-los por me ajudarem a crescer como bióloga e como pessoa. A vocês, Luisa, Maíra, Mayara (e Helena, claro!), Piatã, Jean, Túlio, Michel, Bruno, Pedro, Igor, Raphael, Felipe e Léo, meu mais sincero agradecimento por tudo, principalmente pelo apoio nos meus trabalhos de campo. Eu sei o quanto vocês me ajudaram e digo com segurança que não teria conseguido sem essa ajuda. Vocês foram generosos demais comigo. Aproveito para agradecer a minha irmã Amanda, a Caroline e o Caio, que mesmo não fazendo parte da equipe do laboratório, me ajudaram no trabalho de campo quando precisei. Calor de 40°C? A gente tira de letra!

À Prof<sup>a</sup>. Dra. Maja Kajin por aceitar ser a revisora da dissertação e do artigo submetido.

Aos professores Dra. Érica Pellegrini Caramaschi e Dr. Uwe Horst Schulz por aceitarem compor a banca de avaliação desse trabalho.

E por fim, mas não menos importante, um agradecimento muito especial à minha orientadora Rosana Mazzoni que me atura desde 2007 e que desde então tem ajudado muito no meu crescimento. Obrigada pela sua atenção, pela sua dedicação ao meu trabalho e por confiar em mim. E à minha co-orientadora Miriam Plaza Pinto que além de ter me ajudado muito com seu conhecimento e seu trabalho, me recebeu prontamente em sua casa (na cidade paraíso, diga-se de passagem) por um mês! Miriam, de coração, muito obrigada pela sua colaboração, ela foi imprescindível para o desenvolvimento e conclusão desse trabalho. Obrigada também, ao Rafael Laia, por me permitir passar esse tempo tão agradável em sua casa, e por seus conselhos muito oportunos, em relação à dissertação.

A todos vocês que fizeram desses dois anos, anos melhores, minha eterna gratidão.  
Obrigada.

Somos feitos de carne, mas temos de viver como se fôssemos de ferro.

*Sigmund Freud*

## RESUMO

SILVA, Raquel Costa. *Movimento longitudinal de peixes: uma análise cienciométrica, manutenção de comunidades e implicação na colonização de um riacho costeiro*. 2013. 75f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

Este trabalho apresenta uma análise cienciométrica dos estudos sobre movimentos longitudinais de peixes, publicados no mundo entre 2000 e 2010, pondo em vista o cenário geral dos trabalhos desenvolvidos sobre o tema. Além disso, examina os padrões de movimento longitudinal das espécies de peixes de um riacho costeiro de Mata Atlântica, o rio Ubatiba (Maricá-RJ), e analisa a dispersão, distribuição e variação na densidade de uma espécie introduzida nesse riacho, verificando se houve impacto dessa introdução sobre uma espécie nativa. Os 525 artigos analisados na cienciométrica foram obtidos através de uma busca realizada na base de dados *Web of Science*. Observou-se o aumento no número publicações sobre movimentos de peixes. A maior parte dos estudos foi desenvolvida nos EUA. Os ecossistemas mais pesquisados foram rios e riachos e 464 trabalhos analisaram os movimentos a partir do método de marcação, onde a telemetria foi destacadamente a técnica mais utilizada. A família Salmonidae foi o alvo da maioria dos estudos sobre deslocamento. Para identificar os padrões de movimento da comunidade de peixes do rio Ubatiba, experimentos de marcação-recaptura foram realizados em quatro pontos amostrais diferentes no riacho, entre junho de 2011 e abril de 2012. Um total de 1270 exemplares, entre 10 espécies estudadas, foram coletados através de pesca elétrica, identificados, medidos, marcados com implante intra-dérmico de elastômeros coloridos (VIE) e devolvidos no mesmo trecho onde foram coletados. Foram observados movimentos de curta e longa distância. As espécies que percorreram maiores distâncias foram *A. tajasica* e *Characidium* sp.. Na estação chuvosa, os peixes tendem a se movimentar mais em direção à montante e a percorrer maiores distâncias. A espécie introduzida *P. maculicauda*, foi registrada pela primeira vez no rio Ubatiba, em julho de 1999, no ponto amostral mais baixo do riacho, com baixa densidade. Observou-se que ao longo dos anos a espécie introduzida se dispersou, colonizando pontos mais altos do riacho. Além disso, verificou-se uma correlação negativa entre as densidades da espécie introduzida e da espécie nativa *H. punctatus*.

Palavras-chave: Peixe. Cienciométrica. Movimentos longitudinais. Espécie invasora. Aquariofilia.

## ABSTRACT

SILVA, Raquel Costa. Longitudinal fish movement: a scientometric analysis, communities maintenance and implication in the colonization of a coastal stream. 2013. 75f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

This study presents a scientometric analysis on fish movement papers published worldwide from 2000 to 2010, in order to give a brief summary of the actual research on this field. It also examines the patterns of longitudinal movement on 10 fish species in a coastal stream of the Atlantic Forest, the Ubatiba River (Márica-RJ). Additionally, the dispersion, distribution and density of an introduced species of fish is analyzed, regarding its impacts on the native species. The 525 articles found were obtained by search performed on the Web of Science database. We observed an increased number of publications about movements of fishes. Most of the studies were developed in the USA. The most researched ecosystems were rivers and streams, and 464 works have analyzed the movements by the marking method, where telemetry was notably the most used technique. The family Salmonidae was the target of most studies on displacement. To identify movement patterns of fish from the Ubatiba river, mark-recapture experiments were conducted in four different sampling points in the stream, between June 2011 and April 2012. A total of 1270 individuals of ten species were collected by electrofishing, identified, measured, marked with intra-dermal visible implant elastomer (VIE) and replaced in the same place where they were collected. We observed movements of short and long distance. The species that travel greater distances were *A. tajasica* and *Characidium* sp. In the rainy season, fishes tend to move more toward the upstream and go longer distances. The introduced species *P. maculicauda*, was first recorded on the Ubatiba river, in July 1999, in the lowest point of the sample stream, with low density. It was observed that over the years the alien species has dispersed, colonizing the highest points of the stream. Furthermore, there was a negative correlation between the densities of the alien species and the native species *H. punctatus*.

Keywords: Fish. Scientometrics. Longitudinal movements. Alien species. Aquarium.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Variação temporal do número total de artigos encontrados sobre movimento longitudinal de peixes ( $n = 525$ ).....	17
Figura 2 - Número de estudos nos países, onde os trabalhos de movimento longitudinal foram desenvolvidos ( $n = 534$ )..	18
Figura 3 - Número de artigos sobre movimentos longitudinais de peixes no mundo ( $n=534$ ). ...	18
Figura 4 - Números de estudos nos diferentes ecossistemas, onde os trabalhos de movimento longitudinal foram desenvolvidos ( $n = 550$ )..	19
Figura 5 - Números de artigos que utilizaram diferentes técnicas sem marcação para a quantificação dos movimentos longitudinais de peixes ( $n= 63$ ). .....	20
Figura 6 - Números de artigos que utilizaram diferentes técnicas de marcação para a quantificação dos movimentos longitudinais de peixes ( $n= 489$ ). .....	20
Figura 7 - Esquema da localização geográfica da bacia do rio Ubatiba com as quatro localidades identificadas.....	29
Figura 8 - Esquema da área de estudo. Os números representam a distância de cada subtrecho ao ponto inicial de estudo (0m). .....	30
Figura 9 - Procedimento de pesca elétrica realizado nos quatro pontos amostrais do rio Ubatiba, Maricá.....	31
Figura 10 - Indivíduo marcado com o implante intradérmico de elastômeros colorido.....	31
Figura 11 - Distância percorrida pelas espécies de peixes do rio Ubatiba. ....	35
Figura 12 - Distâncias percorridas pelos peixes, marcados e recapturados, nas estações seca e chuvosa. ....	36
Figura 13 - Indivíduo da espécie <i>Parotocinclus maculicauda</i> (3,5cm).....	44
Figura 14 - Indivíduo da espécie <i>Hypostomus punctatus</i> (7,8cm). ....	44

Figura 15 - Localização geográfica da bacia do rio Ubatiba com as cinco localidades identificadas.....	46
Figura 16 - Rota de registros temporais indicando a dispersão da espécie <i>P. malulicauda</i> ao longo do rio Ubatiba.....	48
Figura 17 - Densidade média anual da espécie <i>P. maculicauda</i> , em cada ponto amostral, no rio Ubatiba, Maricá-RJ.....	49
Figura 18 - Variação temporal das densidades de <i>H. punctatus</i> e <i>P. maculicauda</i> no ponto amostral P5-U3, rio Ubatiba, Maricá, RJ. ....	50
Figura 19 - Variação temporal das densidades de <i>H. punctatus</i> e <i>P. maculicauda</i> no ponto amostral P4-Ca, rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	50
Figura 20 - Variação temporal das densidades de <i>H. punctatus</i> e <i>P. maculicauda</i> no ponto amostral P3-U2, rio Ubatiba, Maricá, RJ. ....	51
Figura 21 - Variação temporal das densidades de <i>H. punctatus</i> e <i>P. maculicauda</i> no ponto amostral P2-Si, rio Ubatiba, Maricá, RJ.....	51
Figura 22 - Variação temporal das densidades de <i>H. punctatus</i> e <i>P. maculicauda</i> no ponto amostral P1-U1, rio Ubatiba, Maricá, RJ. ....	52

## SUMÁRIO

	<b>APRESENTAÇÃO.....</b>	13
1	<b>MOVIMENTO LONGITUDINAL DE PEIXES: UMA REVISÃO CIENCIOMÉTRICA.....</b>	14
1.1	<b>Introdução.....</b>	14
1.2	<b>Objetivos.....</b>	15
1.3	<b>Material e métodos.....</b>	15
1.4	<b>Resultados.....</b>	16
1.5	<b>Discussão.....</b>	21
2	<b>PADRÕES DE MOVIMENTO LONGITUDINAL DE CURTA E LONGA DISTÂNCIA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO UBATIBA, MARICÁ, RJ.....</b>	25
21	<b>Introdução.....</b>	25
2.2	<b>Objetivos.....</b>	27
2.3	<b>Material e métodos.....</b>	28
2.3.1	<u>Área de estudo.....</u>	28
2.3.2.	<u>Coleta e análise dos dados.....</u>	29
2.4	<b>Resultados.....</b>	32
2.5	<b>Discussão.....</b>	37
3	<b>MOVIMENTO DE DISPERSÃO, COLONIZAÇÃO E IMPACTO DA ESPÉCIE <i>Parotocinclus maculicauda</i> NO RIO UBATIBA, MARICÁ- RJ, BRASIL.....</b>	41
3.1	<b>Introdução.....</b>	41
3.2	<b>Objetivos.....</b>	45
3.3	<b>Material e métodos.....</b>	45
3.3.1	<u>Área de estudo.....</u>	45
2.3.2.	<u>Coleta e análise dos dados.....</u>	47
3.4	<b>Resultados.....</b>	47
3.5	<b>Discussão.....</b>	52

<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS.....</b>	<b>55</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>56</b>

## APRESENTAÇÃO

A primeira intenção deste trabalho era realizar um estudo sobre movimento das espécies de peixes de um riacho costeiro. Com o início do desenvolvimento dessa pesquisa e a necessidade de um levantamento bibliográfico sobre estudos de movimento, surgiu a motivação de confeccionar um capítulo de análise cienciométrica acerca do tema para conhecer o cenário de estudos sobre movimentos de peixes no mundo. Sabendo que a espécie *Parotocinclus maculicauda* não é nativa do riacho costeiro estudado e com base nos resultados da pesquisa de movimento, onde foi observado que a espécie introduzida empreende movimentos de longa distância, o terceiro capítulo foi desenvolvido. Nesse sentido, essa dissertação está organizada de maneira a primeiramente inserir o leitor no panorama geral de trabalhos acerca de movimentos de peixes a nível mundial, em seguida, apresentar um trabalho de movimentos longitudinais desenvolvido em um riacho costeiro de Mata Atlântica e por fim, apresentar a contribuição do movimento longitudinal no processo de colonização por uma espécie invasora.

Desta maneira, o presente trabalho é composto por três etapas diferentes: (i) análise cienciométrica dos trabalhos relacionados a movimentos longitudinais de peixes, publicados entre os anos 2000 e 2010, em todo o mundo; (ii) desenvolvimento de experimentos de marcação-recaptura para examinar movimento longitudinal de uma comunidade de peixes na cidade de Maricá, no Rio de Janeiro; (iii) avaliação do comportamento de dispersão e colonização de uma espécie não nativa introduzida no rio Ubatiba e sua influência sobre a densidade de uma espécie nativa.

O primeiro capítulo apresenta, de uma maneira geral, uma avaliação quantitativa dos estudos acerca de movimento longitudinal de peixes que vêm sendo desenvolvidos no mundo, na última década. Trata-se de uma análise cienciométrica a partir do levantamento de trabalhos relacionados a movimentos longitudinais de peixes, apontando as principais tendências nos estudos que estão sendo desenvolvidos nessa área.

O segundo capítulo apresenta a análise dos padrões de movimento de dez espécies que compõem uma comunidade local de peixes. São analisados e identificados os padrões e as características de movimento de cada espécie e discutidos os fatores que podem motivar e/ou influenciar o deslocamento das espécies. É um estudo que, por sua vez, se insere no panorama dos estudos sobre movimentos longitudinais, buscando compreender melhor esse aspecto da ecologia de peixes.

No terceiro capítulo é analisado o comportamento de colonização e dispersão da espécie introduzida, ao longo do tempo e do espaço, bem como sua influência sobre a espécie nativa *H. punctatus*, com base em dados históricos de densidade, do Laboratório de Ecologia de Peixes obtidos desde 1994.

# 1 MOVIMENTO LONGITUDINAL DE PEIXES: UMA REVISÃO CIENCIOMÉTRICA

## 1.1 Introdução

Compreender como os organismos estão distribuídos no espaço e os fatores que limitam essas distribuições é um princípio geral da ecologia. Diversos fatores bióticos e abióticos podem influenciar a variação na distribuição e na abundância dos organismos (Lovett *et al.*, 2005). O estudo da quantificação dos movimentos e a avaliação das suas consequências biológicas é um aspecto importante para o entendimento das distribuições geográficas e áreas de vida.

Os padrões de movimento dos indivíduos têm papel básico na estruturação das populações e comunidades, além de atuar de forma direta nos processos evolutivos e de diversidade de espécies. A análise quantitativa das taxas de movimento de uma espécie pode ser importante em aplicações ecológicas como na gestão de invasões, nas práticas de controle biológico, em surtos de pragas e em populações fragmentadas (Skalski e Gilliam, 2000). Entre populações o movimento desempenha um papel fundamental na determinação das taxas de extinção local, na re-colonização, no fluxo genético e na estimativa do tamanho da população efetiva (Porter e Dooley, 1993).

O “Paradigma do Movimento Restrito” (PMR) foi proposto por Gerking (1959) no trabalho intitulado “O movimento restrito das populações de peixes”. Sua teoria afirma que os peixes adultos são sedentários e passam a maior parte de suas vidas em um curto espaço (20-50 m) do riacho (Gerking, 1959). Na época, essa ideia foi bem aceita pela comunidade científica e orientou grande parte das pesquisas acerca da dinâmica populacional de peixes de riachos nos 30 anos consecutivos (Gowan *et al.*, 1994; Rodríguez, 2002). Entretanto, o PMR foi contestado em uma análise ponderada e influente do movimento em salmonídeos residentes em riachos (Gowan *et al.*, 1994). Posteriormente, outros estudos documentaram movimentos substanciais para outras espécies de riacho (Riley *et al.*, 1992; Young, 1994; Gowan e Fausch, 1996a, b). Até os dias de hoje, estudos com interesse nos movimentos de peixes de riachos vêm sendo desenvolvidos e muitos (Meyer e Hinrichs, 2000; Schmetterling e Adams, 2004; Slavik *et al.*, 2005) têm constatado movimentos maiores dos que os previstos por Gerking (1959).

Os movimentos dos peixes de riachos podem ser curtos ou longos, dependendo dos fatores bióticos e abióticos que estão agindo sobre eles. Diariamente, os indivíduos podem nadar poucas distâncias em busca de alimento, abrigo e repouso. Em períodos sazonais os peixes podem empreender movimentos com distâncias maiores, em função de alterações dos recursos e/ou condições do rio na área de vida que ele ocupa, forçando-o a migrar para regiões mais distantes e com maior qualidade de recursos. As distâncias mais longas, também podem estar associadas à reprodução (Mazzoni e Iglesias-Rios, 2012). Muitos peixes migram centenas de metros, ou até centenas de quilômetros em época de desova (Goulding, 1980; Winemiller e Jepsen, 1998).

Apesar do crescente reconhecimento de que os movimentos nos riachos representam um importante aspecto da ecologia de muitas populações de peixes, as informações sobre o

comportamento de movimento de muitas espécies ainda são limitadas e muitas vezes contraditórias, especialmente daquelas que estão ameaçadas de extinção e/ou sem interesse econômico (Jungwirth *et al.*, 1998; Lucas e Baras, 2001). Entretanto, conhecer melhor os movimentos dessas espécies é necessário para a melhor compreensão da sua biologia e para auxiliar no desenvolvimento de estratégias de conservação (Knaepkens *et al.*, 2005).

O monitoramento do progresso científico é um meio de manter a comunidade científica atualizada das novas descobertas e discussões, além de permitir a identificação das áreas da ciência que estão sendo mais ou menos exploradas. Nesse sentido, a cienciometria, definida como uma avaliação quantitativa das atividades científico-tecnológicas e propagação do conhecimento científico pode ser usada para identificar principais aspectos estudados de alguma área, áreas emergentes e novas metodologias (Strehl e Santos, 2002; Verbeek, *et al.*, 2002). Dessa forma, a cienciometria é uma ferramenta importante, pois permite a análise de aspectos quantitativos no que diz respeito à geração, disseminação e utilização de informações, além de medir a produção científica de um país, de uma comunidade científica ou de uma instituição (Santana *et al.*, 2012).

## 1.2 Objetivos

A proposta desse estudo foi fazer uma análise cienciométrica da literatura publicada sobre movimentos e migrações de peixes de água doce (e salobra) entre 2000 e 2010, para verificar se o número de estudos sobre este assunto aumentou ao longo do tempo, conhecer os principais países em que os estudos são desenvolvidos, quais os grupos taxonômicos mais estudados, os principais métodos aplicados para quantificação de movimento e os principais ecossistemas onde os estudos são realizados.

## 1.3 Material e Métodos

Os trabalhos utilizados nesse estudo foram obtidos através de uma busca realizada na seção *Web of Science* (base de dados de publicações científicas), pertencente ao Institute for Scientific Information (ISI – Thomson Scientific, Philadelphia; acesso: <http://apps.webofknowledge.com>) através da rotina “general search”. Esta plataforma de pesquisa é uma das mais utilizadas para pesquisas de cienciometria (Verbeek *et al.*, 2002; Pinto e Bini, 2008; Pinto e Grelle, 2009). As buscas foram feitas usando as palavras-chave: “fish\* AND movement\*” e visaram encontrar artigos sobre trabalhos de movimentos de peixes em ambientes de água doce e/ou salobra, publicados entre os anos 2000 e 2010. O uso do símbolo asterisco (\*) ao fim das palavras garante que qualquer terminação das palavras seja incluída nos resultados da pesquisa.

Foram considerados apenas trabalhos realizados em campo sobre movimento longitudinais de peixes. Portanto, não foram considerados trabalhos teóricos (revisão, por exemplo), sobre movimentos verticais e laterais, em ambientes marinhos, de migração de larvas, de experimentos em laboratório, de testes e avaliação de equipamento e de comparação de metodologias.

As seguintes informações foram extraídas do título e do resumo dos artigos sobre movimento longitudinal de peixes adultos: (i) ano de publicação do artigo; (ii) país onde o estudo foi realizado; (iii) o tipo de ecossistema (rio, estuário, lago ou lagoa); (iv) se os peixes foram marcados; (v) qual metodologia foi utilizada para quantificar os movimentos; (vi) grupos taxonômicos estudados.

As informações que não puderam ser encontradas nos títulos e resumos foram coletadas no texto completo do artigo. O texto completo dos artigos foi obtido através do portal Periódicos Capes, encontrados na internet através de páginas eletrônicas de busca, ou através de requisições aos autores por e-mail.

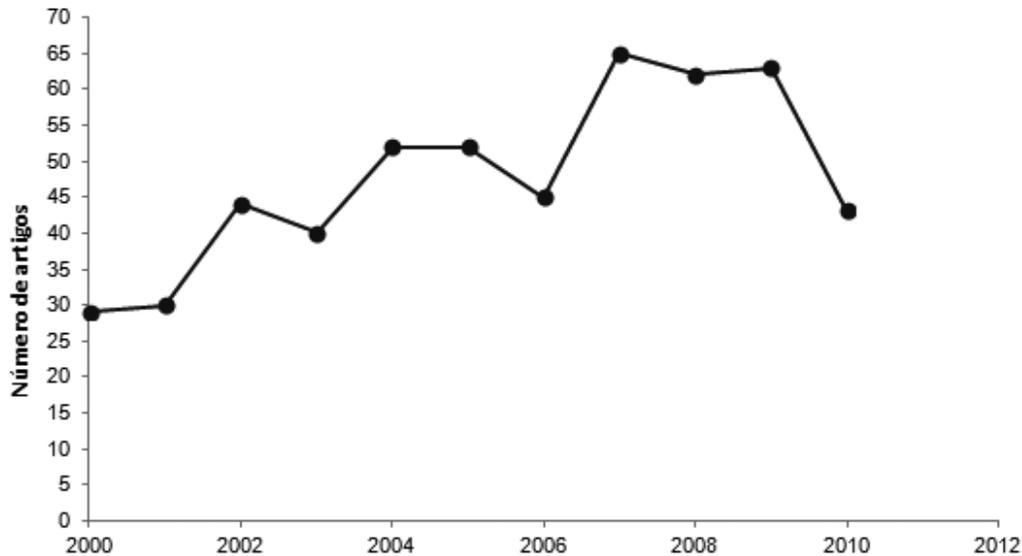
O teste de correlação de Pearson foi usado para verificar se havia aumento no número de publicações ao longo dos anos.

#### 1.4 Resultados

Foram encontrados 4937 artigos na base de dados *Web of Science*, para as palavras *fish\* AND movement\**. Entretanto, grande parte dos trabalhos era sobre assuntos não relacionados à ecologia (robótica, bioquímica, biologia celular, etc.), outros eram teóricos ou de revisão, focados em testes de equipamento, realizados em ambientes marinhos, ou tratavam de movimentos verticais e laterais. Após excluir os artigos que não eram de interesse para essa análise cienciométrica, 525 artigos publicados entre 2000 e 2010 eram diretamente relacionados ao tema de movimentos longitudinais de peixes, e apenas esses foram considerados abaixo.

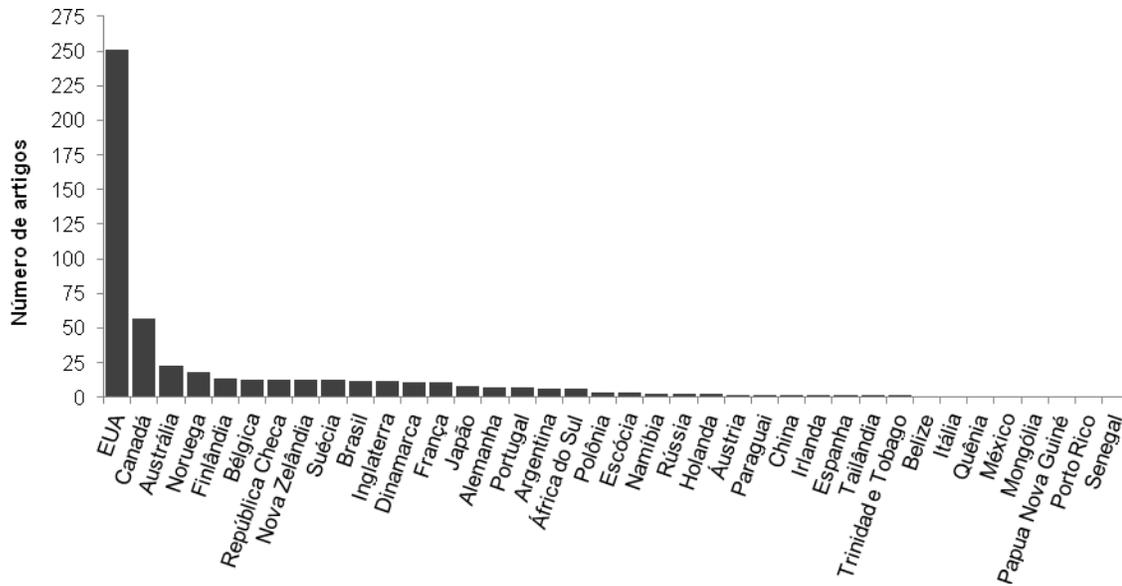
Foi observado que existe uma tendência de aumento do número de artigos publicados sobre movimentos longitudinais de peixes ao longo dos anos (Figura 1,  $r = 0,73$ ,  $n = 11$  anos,  $p = 0,011$ ).

Figura 1 - Variação temporal do número total de artigos encontrados sobre movimento longitudinal de peixes ( $n = 525$ ).



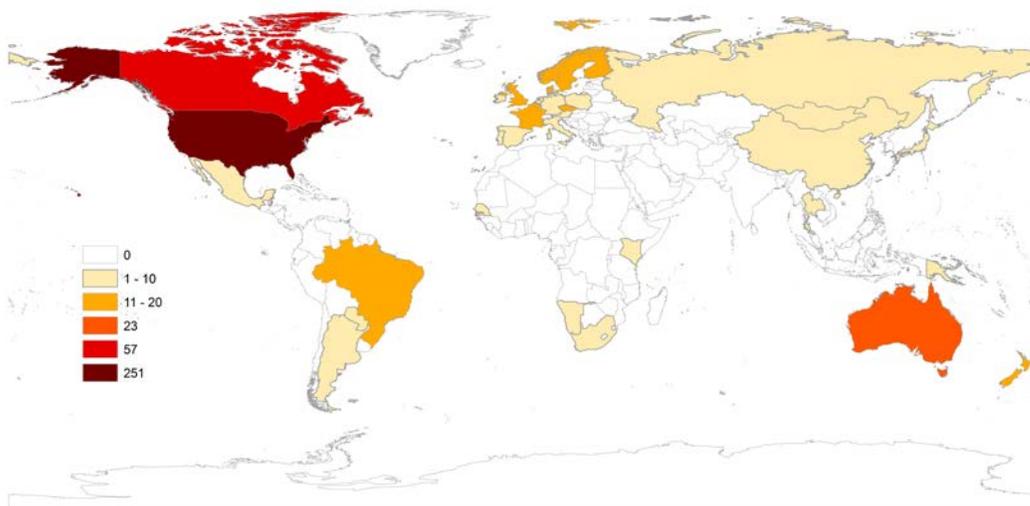
Os 525 trabalhos analisados foram desenvolvidos em 38 países (Figuras 2 e 3). Entretanto, no período pesquisado, mais da metade dos trabalhos (62%) foi desenvolvida em apenas três países. A maior parte dos estudos acerca de movimentos longitudinais de peixes foi desenvolvida nos Estados Unidos da América - EUA - (47%, 251 artigos), seguido do Canadá (10,7%; 57 artigos) e Austrália (4,3%; 23 artigos). Os países com o menor número de artigos publicados foram Belize, Itália, México, Mongólia, Papua Nova Guiné, Porto Rico, Quênia e Senegal, com apenas um artigo publicado, cada um. No Brasil, apenas 12 estudos (2,2%) foram desenvolvidos e publicados entre 2000 e 2010.

Figura 2 - Número de estudos nos países, onde os trabalhos de movimento longitudinal foram desenvolvidos ( $n = 534$ ).



Nota: A soma é superior a 525 porque alguns artigos apresentaram estudos desenvolvidos em mais de um país.

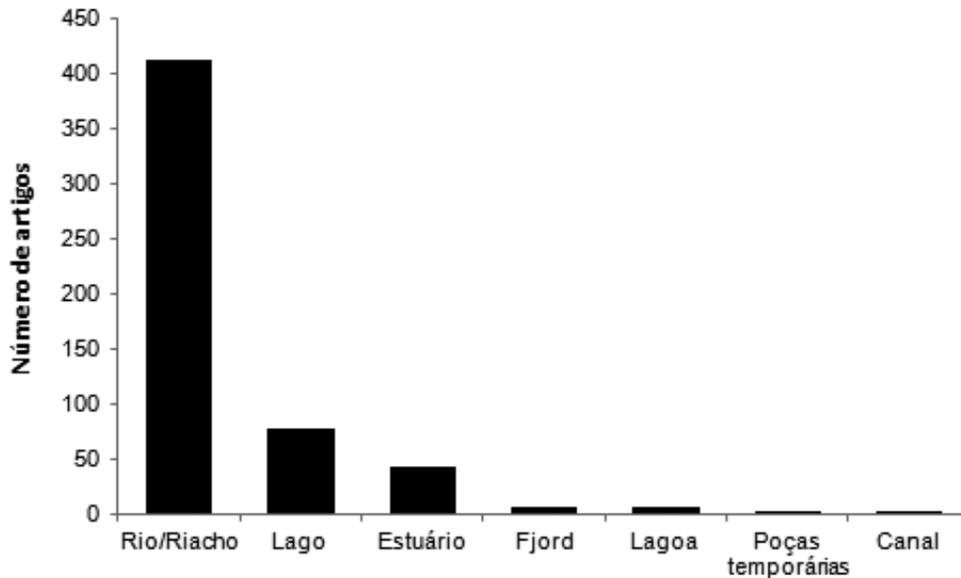
Figura 3 - Número de artigos sobre movimentos longitudinais de peixes no mundo ( $n=534$ ).



Nota: A soma é superior a 525 porque alguns artigos apresentaram estudos desenvolvidos em mais de um país.

A maioria dos estudos (82,6%; 413 artigos) foi desenvolvida em rios ou riachos (Figura 4), seguidos de lagos (15,6%; 78 artigos) e estuários (8,8%; 44 artigos). Apenas um artigo foi desenvolvido em canal, dois foram realizados em poças temporárias, seis trabalhos foram desenvolvidos em lagoas, e outros seis em *ffjords*. A maioria dos artigos analisados apresentaram estudos desenvolvidos em um único tipo de ecossistema, porém, uma pequena parcela dos trabalhos, estudou movimento longitudinal de peixes em mais de um ecossistema.

Figura 4 - Números de estudos nos diferentes ecossistemas, onde os trabalhos de movimento longitudinal foram desenvolvidos ( $n = 550$ ).

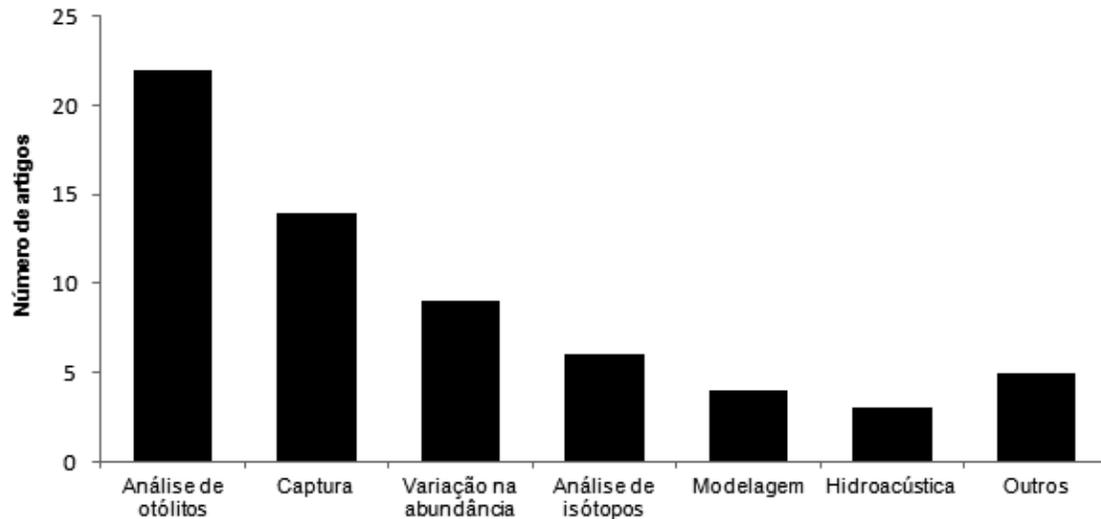


Nota: A soma de artigos é superior a 525 porque alguns artigos apresentaram estudos desenvolvidos em mais de um ecossistema.

Na maior parte dos estudos publicados os movimentos longitudinais de peixes foram quantificados utilizando o método de marcação de indivíduos (88,5%; 464 trabalhos) e a menor parte (11,5%; 60 trabalhos) analisou os movimentos a partir de outras técnicas. Não foi possível identificar o método utilizado em apenas um dos artigos obtidos na pesquisa, portanto, a análise dos métodos aplicados, foi feita com 524 artigos. Entre os trabalhos que não marcaram os peixes, foi observado que a principal técnica utilizada para analisar os movimentos foi a análise da microquímica de otólitos (34,9%; 22 artigos), seguida da inferência de movimento a partir da captura de indivíduos em redes ou armadilhas (22,2% 14 artigos) e da inferência de movimentos a partir da variação na abundância (ou na densidade) dos peixes (14,3%; 9 artigos) (Figura 5).

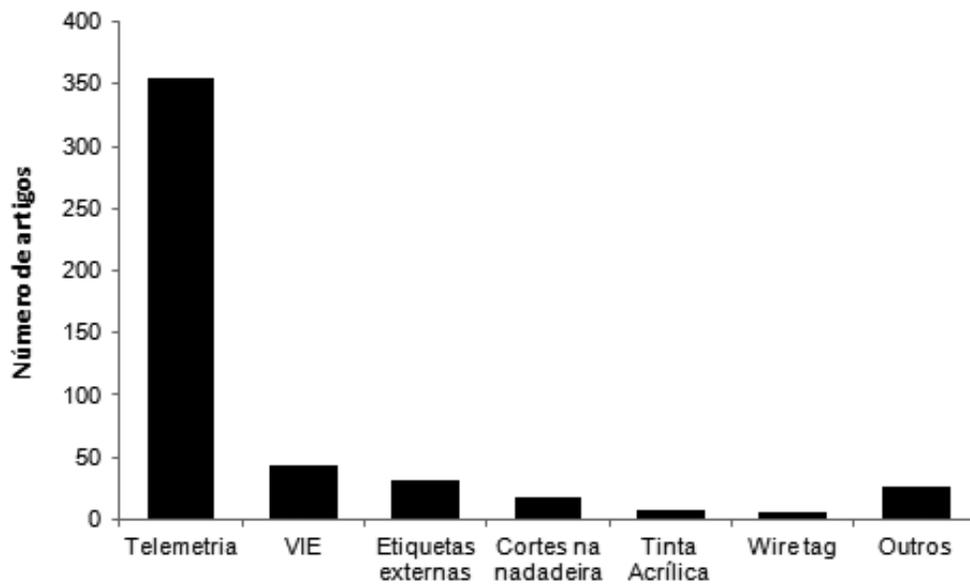
Entre os trabalhos que utilizaram a marcação de peixes como o principal método de estudos de movimentos longitudinais de peixes, diferentes técnicas de marcação foram identificadas. A maior parte dos estudos utilizou a Telemetria (72,6%; 355 artigos), como a principal técnica de avaliação de movimentos de peixes. O implante intradérmico visual de elastômeros foi a segunda técnica mais utilizada (9%, 44 artigos), seguido das marcações a partir de diferentes tipos de etiquetas externas (6,5%; 32 artigos) (Figura 6).

Figura 5 - Números de artigos que utilizaram diferentes técnicas sem marcação para a quantificação dos movimentos longitudinais de peixes ( $n= 63$ ).



Nota: A soma é maior que 60 porque três artigos utilizaram duas técnicas. A categoria *Outros* inclui técnicas pouco utilizadas (presentes em menos de três artigos).

Figura 6 - Números de artigos que utilizaram diferentes técnicas de marcação para a quantificação dos movimentos longitudinais de peixes ( $n= 489$ ).



Nota: A soma é maior que 464 porque alguns artigos utilizaram mais de uma técnica. A categoria *Outros* inclui técnicas pouco utilizadas (presentes em menos de cinco artigos).

De todos os artigos analisados, 79,2% (416 artigos) desenvolveram estudos de movimento longitudinal de apenas uma espécie, os 20,8% (109 artigos) restantes, desenvolveram esse tipo de estudo para mais de uma espécie. Dentre os trabalhos realizados com apenas uma espécie, verificou-se que a espécie mais estudada foi *Salmo salar*, com 39 trabalhos (9,4%) sobre seus movimentos longitudinais, seguida da espécie *Salmo trutta* (30 artigos, 7,2%) e *Oncorhynchus mykiss* (17 artigos; 4,1%). Os gêneros mais estudados foram *Salmo* (69 artigos, 16,6%), *Oncorhynchus* (60 artigos; 14,4%) e *Acipenser* (27 artigos; 6,5%). A família mais estudada entre 2000 e 2010 foi a família Salmonidae, com 166 trabalhos pesquisando suas espécies (7 gêneros representados), Ancipenseriade (28 artigos, 6,7%) e Cyprinidae (27 artigos; 6,5%). Dentre os trabalhos realizados com mais de uma espécie, verificou-se que a espécie mais estudada foi *Salmo trutta*, com 17 trabalhos (2,6%) sobre seus movimentos longitudinais, seguida da espécie *Rutilus rutilus* e *Salvelinus fontinalis* com 14 trabalhos (2,1%) cada uma. Os gêneros mais estudados foram *Lepomis* (33 trabalhos; 5%), *Salmo* (30; 4,5%). *Oncorhynchus* (28, 4,2%). A família mais estudada entre 2000 e 2010 foi a família Cyprinidae, com 183 trabalhos (27,6%), Salmonidae (89; 13,4%) e Centrarchidae (60; 9%). De maneira geral, as espécies mais estudadas entre 2000 e 2010 foram *Salmo salar*, presente em 51 artigos, *Salmo trutta* (47 artigos) e *Oncorhynchus mykiss* (29 artigos). Os gêneros mais estudados foram o gênero *Salmo* (99 artigos) *Oncorhynchus* (88 artigos) e *Salvelinus* (48 artigos). As famílias Salmonidae (255 artigos), Cyprinidae (210 artigos) e Centrarchidae (78 artigos) foram as famílias mais representadas nos estudos (a soma é maior que 525 porque muitos artigos desenvolveram estudos com mais de uma espécie e mais de uma família).

## 1.5 Discussão

A base de dados *Web of Science* é muito utilizada em estudos de cienciométrica (Verbeek *et al.*, 2002; Pinto e Grelle, 2009), e disponibiliza boa parte das publicações internacionais (Pinto e Bini, 2008). A busca foi realizada apenas em uma base de dados, logo, somente publicações indexadas a ela foram analisadas e publicações em periódicos menores e/ou locais não foram disponibilizadas.

Conhecer os movimentos longitudinais de peixes ajuda na compreensão da biologia do grupo e auxilia o desenvolvimento de estratégias de conservação e de controle, entre outras (Knaepkens *et al.*, 2005). Diante da importância do conhecimento dos movimentos longitudinais de curta e longa distância, dos fatores que os influenciam e das rotas utilizadas pelos peixes, é necessário que estudos acerca desses temas, sejam desenvolvidos. Nessa pesquisa foi possível identificar um aumento significativo do número de trabalhos publicados, relacionados a movimentos longitudinais de peixes ao longo dos anos, no período pesquisado. O aumento temporal na quantidade de publicações indica que os pesquisadores têm se interessado mais sobre esse tema, entendido a importância e a necessidade de conhecer melhor os movimentos

longitudinais de peixes de rios e riachos. Dessa maneira, novos paradigmas podem ser construídos e discutidos para o desenvolvimento dessa área específica da ecologia de peixes.

Foi observado que o EUA se destacou no número de publicações sobre movimentos longitudinais de peixes. O investimento financeiro do governo e de empresas privadas em pesquisas básicas é um fator que está diretamente ligado ao grande volume de produções científicas, que garante a liderança dos EUA no desenvolvimento científico e tecnológico (Bartholomew, 1997), considerando que com investimentos financeiros, há maior facilidade no acesso à mão de obra e a equipamentos adequados para realização das pesquisas. Esse resultado evidencia a necessidade de estudos acerca desse tema para populações e comunidades de peixes de outras regiões, principalmente na região tropical, cuja diversidade da ictiofauna é reconhecida.

Os ecossistemas onde a maioria dos estudos foi desenvolvida foram rios e riachos. Este era um resultado esperado considerando que os primeiros estudos a respeito de movimentos longitudinais de peixes foram desenvolvidos nesses ambientes, principalmente em riachos e, ainda assim, os movimentos de peixes residentes nesses ambientes não estão bem esclarecidos. O próprio PMR (Gerking, 1959) que foi desenvolvido para peixes residentes de riachos é até os dias de hoje alvo de discussões e investigações, refletindo o interesse dos pesquisadores em torno dos movimentos longitudinais de peixes desses ecossistemas. Lagos e estuários também se destacaram como ambientes explorados em estudos de movimentos de peixes.

Os lagos são habitats interessantes e inicialmente considerados insulares, adquirindo e perdendo espécies como habitats isolados (Forbes, 1925; Barbour e Brown, 1974), entretanto, considerar os lagos como ambientes insulares, parece ser uma questão em discussão ainda (Daniels *et al.*, 2008). A colonização nos lagos acontece, normalmente, através de rios, córregos e em algumas situações, através da migração de peixes por meio de conexões com o oceano ou com outros lagos (Barbour e Brown, 1974). Parte das pesquisas de movimento de peixes em lagos (Venard e Scarnecchia, 2005; Wang *et al.*, 2007; Daniels *et al.*, 2008), se concentrou nas migrações de peixes entre um lago e outro. Estuários são ecossistemas que recebem influência da água salgada e água doce e fornecem diversos habitats essenciais nas fases iniciais da vida de muitos animais funcionando como berçário (Tanner, 2012). Muitos peixes marinhos chegam até os estuários por diversos motivos (alimentação, reprodução, passagem para a migração do mar para o rio) e dessa maneira, estuários são ecossistemas interessantes para pesquisas de movimentos. Além disso, entender como os peixes fazem uso dos estuários é importante na compreensão da biologia e da ecologia das espécies, bem como, no estabelecimento de táticas de conservação e planos de manejo (Tanner, 2012).

Migrações de peixes (curtas ou longas), que podem ocorrer entre diferentes habitats e/ou ambientes, são difíceis de controlar, acompanhar, de obter dados e nem sempre são bem compreendidas (Elsdon e Gillanders, 2003). Além disso, Gowan *et al.* (1994) afirma que muitos estudos não eram capazes de detectar os movimentos dos peixes, anteriormente, devido à falta de métodos apropriados para tal. Nesse sentido, diversas técnicas têm sido desenvolvidas (ou adaptadas) e utilizadas para pesquisas de movimentos de peixes, como pôde ser observado no presente trabalho. A maior parte dos estudos analisados realizou pesquisas avaliando os movimentos longitudinais de peixes utilizando técnicas de marcação. Os demais estudos

recorreram a outras técnicas, principalmente à análise da microquímica de otólitos, que pode fornecer informações de migração a partir das assinaturas de elementos químicos que são registradas diariamente no otólito, e dessa maneira é possível verificar se houve migração entre habitats com diferentes composições e concentrações de elementos químicos. Na maioria dos casos em que esse método foi utilizado, se tratavam de estudos interessados em identificar padrões de movimentos de peixes entre estuários e rios. Outros artigos apresentaram trabalhos cuja técnica utilizada foi a inferência de migrações a partir da captura de peixes migradores em armadilhas e/ou redes e o acompanhamento das variações de densidade ou abundância das espécies de interesse. Através da captura de peixes nas armadilhas e/ou redes é possível quantificar os indivíduos migradores e identificar a direção da migração (Poole *et al.*, 1996; Byrne *et al.*, 2003), de acordo com a posição das armadilhas e das redes. Uma parte dos trabalhos que utilizou a inferência de movimentos a partir da variação nas densidades ou abundâncias foi desenvolvida em escadas de peixes, onde acompanhar essa variação é menos complicado (Agostinho *et al.*, 2007a, b; Makrakis *et al.*, 2007a). As variações na densidade (ou abundância), bem como na biomassa, permitem a inferência de movimentos de peixes, pois essas variáveis indicam mudanças temporais e espaciais tanto para adultos quanto para juvenis (Barletta *et al.*, 2008).

O método de marcação e suas inúmeras técnicas foram os mais utilizados pelos trabalhos analisados nesta pesquisa. A telemetria foi destacadamente a técnica mais aplicada nos trabalhos para a quantificação de movimentos de peixes (Connor *et al.*, 2001; Martin-Smith e Armstrong, 2002; Mellina *et al.*, 2005; Riley *et al.*, 2009; Hering *et al.*, 2010). Essa técnica permite a obtenção de dados físicos, como pressão e temperatura, e biológicos como temperatura do corpo, período de ovulação, ritmo cardíaco, comportamento, velocidade, profundidade, etc (Lima *et al.*, 1990; Andersen *et al.*, 2005). Apesar dos dados importantes que podem ser obtidos através dessa técnica, uma de suas limitações é que peixes muito pequenos não podem ser acompanhados, devido ao tamanho e ao peso dos transmissores. Os transmissores devem pesar 2% do peso corporal do peixe e para implantá-los em peixes muito pequenos, eles devem ser menores, diminuindo sua capacidade de captar dados (Cook *et al.*, 2004). O implante intradérmico de elastômeros (Skinner *et al.*, 2005; Norman *et al.*, 2009; Slavik *et al.*, 2009) e as etiquetas externas (Schmalz *et al.*, 2002; Parsons e Reed, 2005; Mather *et al.*, 2009) também foram bastante utilizados nas análises de movimentos de peixes.

Os esforços de pesquisa se concentraram em espécies da família Salmonidae, composta principalmente por espécies migradoras diádromas (Gerking, 1953; Byrne *et al.*, 2003), que realizam grandes migrações entre o mar e o rio (Havey, 1980; Hyvarinen *et al.*, 2000). Este era um resultado esperado, tendo em vista que as primeiras pesquisas sobre movimentos de peixes foram realizadas, na maioria dos casos, para peixes salmonídeos em ambientes temperados (Cooper, 1953; Smith e Saunders, 1958; Hartman, 1963; Hunt, 1969; Craig e Poulin, 1975; Gibson, 1978; Rimmer *et al.*, 1983; Hillman *et al.*, 1987) e até hoje busca-se entender e discutir melhor os processos de movimentos desses peixes, sendo assim o grupo com a maior disponibilidade de dados na literatura (Rodríguez 2002, Byrne *et al.*, 2003). Assim como no início do desenvolvimento de estudos sobre movimentos de peixes, os salmonídeos ainda são o

principal foco de pesquisas deste tipo, no entanto, diante da grande diversidade de peixes e da necessidade de conhecer melhor os processos de movimento de maneira geral, é preciso que novas pesquisas explorem novos grupos.

Os diferentes trabalhos analisados estudaram os movimentos longitudinais de peixes em relação a diversos fatores. Muitos trabalhos relacionaram os movimentos a aspectos reprodutivos (Fox *et al.*, 2000; Meyer, 2001; Schwanke e Hubert, 2003; Rustadbakken *et al.*, 2004; Saiget *et al.*, 2007; Grabowski e Isely, 2008; Ovidio e Philippart, 2008; Rakowitz *et al.*, 2008; Saraniemi *et al.*, 2008; Rosso e Quiros, 2010; Pessoa e Schulz, 2010). Boa parte dos trabalhos tinha como objetivo identificar e descrever os padrões gerais de movimentos de determinadas espécies (Hilderbrand e Kershner, 2000; Steingrimsson e Grant, 2003; Paukert *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2007; Benson *et al.*, 2007; Carol *et al.*, 2007; Makrakis *et al.*, 2007b; Makrakis *et al.*, 2007c; Natsumeda, 2007; Saiget *et al.*, 2007; Kuhn *et al.*, 2008; Ovidio *et al.*, 2009; Millard *et al.*, 2009). Algumas pesquisas investigaram os movimentos dos peixes relacionados à dispersão (Bettinger e Bettoli, 2002; Mueller *et al.*, 2003; Wilson *et al.*, 2004; Anderson *et al.*, 2008, High e Meyer, 2009; Neufeld e Rust, 2009; Kaifu *et al.*, 2010). Diversos estudos avaliaram os movimentos dos peixes em diferentes estações do ano (Paukert e Fisher, 2001; Meka *et al.*, 2003; Roussel *et al.*, 2004; Schrank e Rahel, 2006; James *et al.*, 2007; Bryant *et al.*, 2009; Hohausová *et al.*, 2010; Nunn *et al.*, 2010; Radabaugh *et al.*, 2010; Pessoa e Schulz, 2010). A influência do fluxo de água e outros fatores ambientais sobre o movimento de peixes foi o foco de pesquisa em alguns trabalhos (Fischer e Kummer, 2000; Geist *et al.*, 2005; Riley *et al.*, 2009; Sykes *et al.*, 2009; Slavik *et al.*, 2009; Hafs *et al.*, 2010; Young *et al.*, 2010). A criação de estruturas físicas artificiais e sua influência sobre os movimentos longitudinais dos peixes foram abordadas em algumas pesquisas (Avenetti *et al.*, 2006; O'Connor *et al.*, 2006; Lundqvist *et al.*, 2008; Pluym *et al.*, 2008; Bouska e Paukert, 2009; Hohausová *et al.*, 2010). Poucos trabalhos investigaram a interessante influência de predadores sobre determinadas populações de peixes (Beland *et al.*, 2001; Gilliam e Fraser, 2001; Fraser *et al.*, 2006).

O crescente aumento nas publicações de artigos acerca de movimentos longitudinais de peixes e a diversidade de abordagens em torno do tema reflete o reconhecimento, pelos pesquisadores, da importância de compreender as causas dos movimentos, os fatores que os influenciam e suas contribuições e consequências nas populações de peixes.

## 2 PADRÕES DE MOVIMENTO LONGITUDINAL DE CURTA E LONGA DISTÂNCIA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO UBATIBA, MARICÁ, RJ.

### 2.1. Introdução

O movimento de um organismo, definido como a mudança da posição do indivíduo em um dado intervalo de tempo, é uma característica fundamental da vida regulada por processos que atuam ao longo de múltiplas escalas espaciais e temporais (Nathan *et al.*, 2008). De uma forma geral, é essencial para diversos processos ecológicos, tais como dispersão da população, dinâmica das metapopulações, riqueza local de espécies, dinâmica regional e local da população e oportunidades para a adaptação local (Gilliam e Fraser, 2001).

Os movimentos empreendidos pelos peixes de riachos podem ser de curta ou longa distância. Movimentos de curta distância (ou movimentos locais), geralmente são respostas dos peixes às mudanças na disponibilidade de recursos (Angermeier e Karr, 1983; Albanese *et al.*, 2004), como alimento e refúgio (Gowan e Fausch, 2002, Gowan, 2007), risco de predação (Roberts e Angermeier, 2007), ou às condições abióticas como salinidade, velocidade da correnteza, oxigênio dissolvido, entre outras. Além disso, movimentos locais também podem estar associados à ontogenia, sendo uma característica marcante das histórias de vida de muitos peixes (Winemiller e Jepsen, 1998). Os movimentos de longa distância (ou movimentos regionais) estão associados às respostas dos peixes a mudanças maiores e mais drásticas nas condições do ambiente e na disponibilidade de recursos. Alguns peixes passam a ocupar habitats específicos, com maior produtividade e menor densidade de predadores, se isso aumentar a probabilidade de sobrevivência da sua prole (Gross *et al.*, 1988, Winemiller e Jepsen, 1998), por exemplo. Movimentos maiores, também podem estar relacionados à (re) colonização de habitats disponíveis (Adams e Warren, 2005) e troca genética entre populações (Henriques *et al.*, 2010), mas principalmente com a reprodução. Migrações para desova podem ser muito longas (alguns os peixes são capazes de percorrer quilômetros de extensão) em certos casos, como em salmonídeos e nos grandes peixes migradores da bacia Amazônica (Goulding, 1980; Winemiller e Jepsen, 1998; Antonio *et al.*, 2007; Fernandez *et al.*, 2007; Tejerina-Garro e Merona, 2010). Os movimentos também são considerados uns dos principais fatores responsáveis pela estabilidade das comunidades de peixes, com os maiores valores de estabilidade associados às altas taxas de movimento (Martin-Smith *et al.*, 1999). Dados sobre movimentos locais são mais frequentemente disponíveis enquanto informações sobre movimentos de longa distância são, às vezes, difíceis de serem detectados, apesar da sua importância teórica e prática, tendo em vista que os indivíduos podem atingir distâncias maiores que a área de estudo (Porter e Dooley, 1993; Krebs, 2001).

O estudo do movimento é relativamente simples em peixes de riacho, pois movimentos longitudinais podem ser ajustados convenientemente em uma única dimensão, minimizando a complexidade do modelo e simplificando a estimativa dos parâmetros desejados. Além disso, a coleta de peixes em riachos é rápida, prática, eficiente e está havendo progressos nesse campo de

estudo bem como melhorias nas técnicas de marcação e rastreamento, que permitem a identificação e recaptura de indivíduos de pequeno porte sem que estes sofram danos físicos (Rodríguez, 2002).

Em 1959, Gerking afirmou que peixes adultos de riachos, possuíam uma restrita área de vida, ou seja, que esses peixes seriam sedentários e passariam todo o seu ciclo de vida em curtos trechos (20 – 50m) do riacho. A teoria de Gerking foi relativamente bem aceita pela comunidade científica e muitos estudos subsequentes ao seu trabalho apresentaram resultados que corroboravam sua teoria. Em 1994, Gowan *et al.* realizaram uma revisão desses trabalhos e se referiram à visão de Gerking como Paradigma do Movimento Restrito (PMR). Eles argumentaram que a maioria dos trabalhos que corroborava o PMR produziu um viés, não intencional, contra a detecção de movimento. Além disso, sugeriram que não seria apropriado prosseguir com pesquisas de movimento de peixes, sem considerar que movimentos, em potencial, podem ocorrer por diversas razões conhecidas (movimentos relacionados à mudança ontogenética no uso de habitats, movimentos diários de busca por alimento e por refúgio, migrações sazonais, entre outros). A partir de então, o número de trabalhos sobre esse tema aumentou, a maioria deles realizados na região temperada.

Outras evidências (Crook, 2004; Gowan *et al.*, 1994; Smithson e Johnston, 1999; Roberts *et al.*, 2008; Breen *et al.*, 2009) têm mostrado que o fluxo de movimento de peixes pode ser maior do que se pensava, e que as populações de peixes de riacho não são totalmente sedentárias, mas compostas por uma porcentagem de indivíduos sedentários, e uma parte de indivíduos móveis e/ou que alternam entre ambos os comportamentos. Esta variabilidade no comportamento de movimento permite, por exemplo, que os indivíduos mais ativos na população possam (re) colonizar áreas mais adequadas e contribuir para a manutenção do fluxo genético (Knaepkens *et al.*, 2005).

Burt (1943) define área de vida como "a área, geralmente em torno de um determinado local de residência, sobre a qual o animal se movimenta de forma constante, em busca de alimento". Entretanto, apesar de ser uma definição aceitável em muitos aspectos, o elemento "busca de alimentos" é supervalorizado, quando na realidade, o principal objetivo de muitas atividades pode não envolver alimentação. Relatos indicam que as taxas de movimento dentro da área de vida de uma espécie tem relação positiva com a disponibilidade de recursos tróficos (Huey e Pianka, 1981), com o grau de territorialidade (Hansen e Closs, 2005), com o tamanho do corpo d'água (Woolnough *et al.*, 2009) e, principalmente, com o período reprodutivo (Nathan, 2008). Por estas razões, o termo "área de vida", será utilizado neste trabalho como o limite exterior do movimento realizado para desenvolvimento das atividades vitais, como alimentação, reprodução e refúgio (Nathan, 2008), refletindo a distância regularmente viajada pelos organismos da população (Hayne, 1949; Gerking, 1953).

Os rios temperados são considerados estáveis e com baixa heterogeneidade de habitats (Winemiller, 1991; Gowan *et al.*, 1994; Mazzoni e Lobón-Cerviá, 2000), entretanto, não deixam de sofrer impacto de alguns fatores como características fisiográficas do ambiente e principalmente, mudança sazonal. Como resultado dessa variação, os peixes migram entre habitats no verão e no inverno (Schlosser, 1991), e muitos peixes maduros, podem migrar para

locais mais adequados à desova (DePhilipe *et al.*, 2005). Todos esses fatores têm importante influência no padrão de movimento dos peixes em ambientes temperados, além de refletir a dinâmica temporal da estrutura dessas comunidades (Hansen e Closs, 2005). O número de estudos e de modelos desenvolvidos para o movimento de peixes nas regiões temperadas é alto, com destaque para estudos das grandes migrações reprodutivas de trutas e salmões em rios da América do Norte e Europa.

Na região Neotropical, os rios e riachos apresentam sucessões longitudinais de poças e corredeiras, com grande variedade de substratos, profundidades, velocidade do fluxo de água, e largura do canal (Winemiller e Jepsen, 1998) entre elas, caracterizando uma ampla heterogeneidade espacial. Peres-Neto *et al.* (1995) relatam que o aumento da diversidade biológica nesses ecossistemas, está associado à variedade de habitats ao longo do rio. Os ambientes aquáticos nos trópicos sofrem forte influência de eventos estocásticos, como fortes chuvas imprevisíveis, que aumentam a vazão do rio, afetando diretamente disponibilidade de abrigos. Diversos fatores físico-químicos são alterados de acordo com a variação hidrológica nos rios e riachos tropicais.

Registros sobre o padrão de movimento e área de vida de peixes em riachos tropicais são poucos, mas destacamos aqueles referentes a rios de grande porte das grandes bacias sul americanas que tiveram algumas rotas migratórias bem descritas na literatura (*e.g.* Goulding, 1980; Alves *et al.*, 2007; Antonio *et al.*, 2007; Fernandez *et al.*, 2007; Tejerina-Garro e Merona, 2010). Para riachos da Mata Atlântica, não há estudos de movimentos ou de área de vida de peixes. Mazzoni *et al.* (2004) relataram a segregação espacial de jovens e adultos de *Astyanax janeiroensis* do rio Ubatiba, sugerindo que o padrão temporal da distribuição espacial reflete um processo de migração relacionado à reprodução.

## 2.2 Objetivos

No presente trabalho examinaremos os padrões de movimento longitudinal das espécies que compõem a comunidade de peixes do Rio Ubatiba (Maricá, RJ), a partir de experimentos de marcação-recaptura. O objetivo geral é reunir informação sobre os movimentos de curta e longa distância das espécies e verificar se existe diferença na frequência de movimento e na distância percorrida por elas.

Considerando que o movimento de peixes é fortemente determinado pelos requerimentos reprodutivos e depende fortemente do padrão morfológico das espécies, espera-se que os padrões de movimentos realizados variem entre as espécies do rio Ubatiba e que, para aquelas que efetivamente realizam movimento, haja variação de acordo com o período reprodutivo.

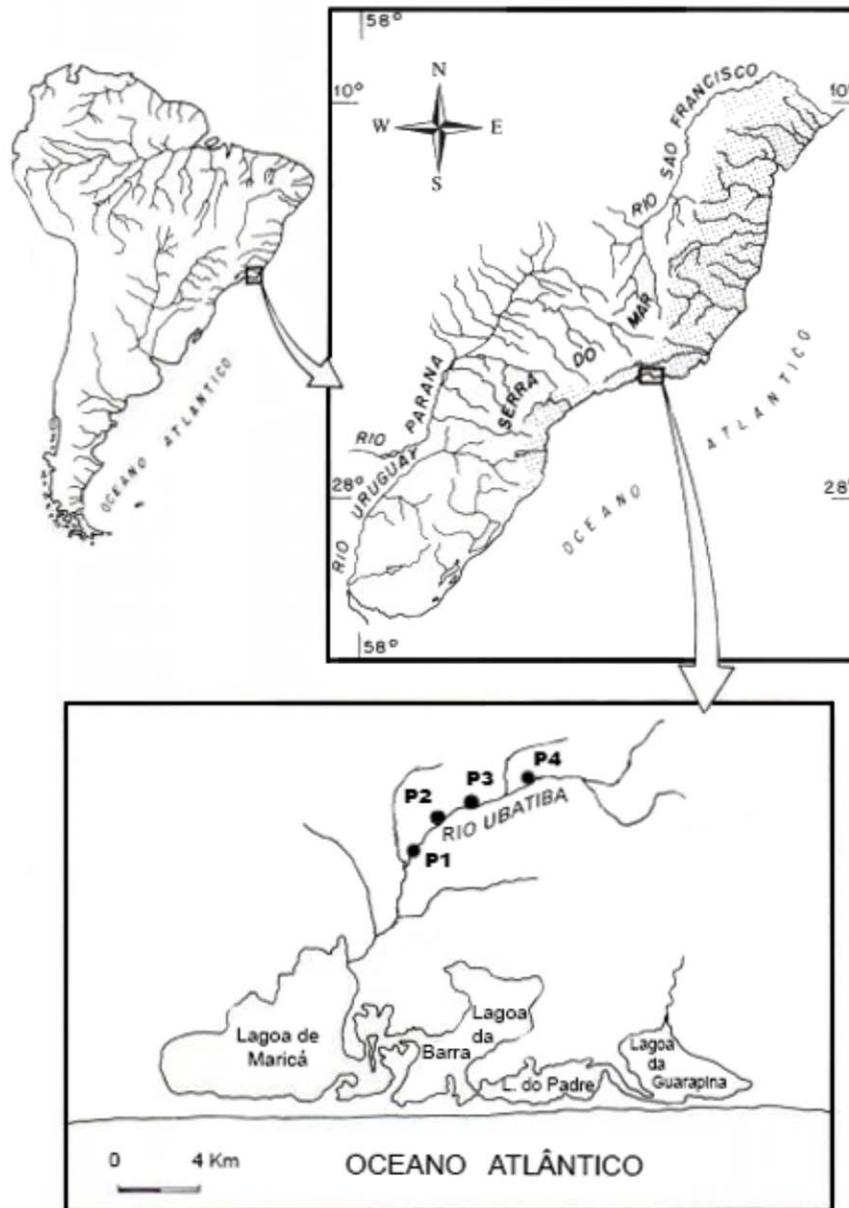
## 2.3. Material e Métodos

### 2.3.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no rio Ubatiba, localizado no município de Maricá, no nordeste do Estado do Rio de Janeiro (Figura 7). É um rio de aproximadamente 15 km de extensão e baixa altitude (<30 m a.s.l.), componente de um pequeno sistema fluvial da vertente oriental da Serra do Mar, e deságua na lagoa de Maricá. Em seu curso flui por áreas impactadas por ações antrópicas, como a prática da pecuária, retirada de areia e captação de água, entretanto, alguns fragmentos preservados são encontrados na região da cabeceira (Mazzoni *et al.*, 2005). O nível da água no local é regulado exclusivamente pela precipitação pluviométrica (~ 1500 mm ano<sup>-1</sup>) (Mazzoni *et al.*, 2004). A época do ano com maior intensidade de chuvas concentra-se nos meses de novembro a janeiro (Mazzoni e Costa, 2007), porém, ao longo do ano, é comum que haja enchentes imprevisíveis. O Rio Ubatiba possui uma ictiofauna composta por 22 espécies (Mazzoni e Lobón-Cerviá, 2000; Mazzoni *et al.*, 2006), totalizando 14 famílias e/ou subfamílias.

A amostragem foi feita em quatro localidades ao longo do rio, nomeadas: localidade P1 (22° 51' 53.3" S e 42° 45' 47" O), localidade P2 (21° 52' 47.7" S e 42° 45' 28.4" O), localidade P3 (22° 51' 55.2" S e 42° 44' 53.5" O) e localidade P4 (22° 52' 3.4" S e 42° 44' 35.4" O). A distância entre as localidades é de aproximadamente 500 metros. Os códigos das localidades foram definidos de acordo com sua localização no curso do rio, sendo P1 mais à jusante e P4 mais à montante.

Figura 7 - Esquema da localização geográfica da bacia do rio Ubatiba com as quatro localidades identificadas.



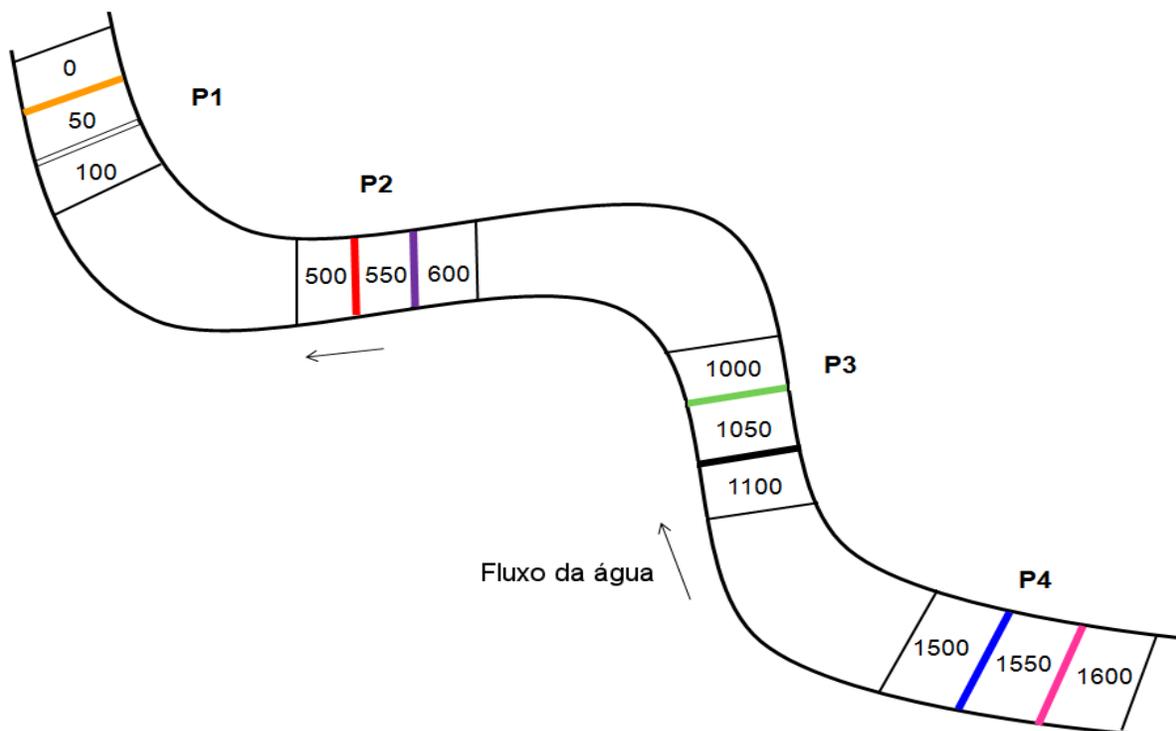
Fonte: Adaptado de MAZZONI, LOBÓN-CERVIÁ, 2000.

### 2.3.2 Coleta e análise dos dados

As coletas foram realizadas entre junho de 2011 e abril de 2012. Em cada uma das quatro localidades foram delimitados trechos amostrais de 150m de extensão, que por sua vez, foram divididos em três subtrechos de 50m cada um e atribuídos números correspondentes à sua localização relativa na amostragem, para possibilitar o cálculo da distância percorrida (Figura 8).

Os eventos de captura e marcação (junho e novembro de 2011) foram realizados nos 50m centrais de cada trecho e as recapturas (julho, agosto e setembro de 2011 e janeiro, fevereiro e abril de 2012), feitas ao longo de todo trecho. A coleta dos exemplares foi realizada através da pesca elétrica (Mazzoni *et al.*, 2000) (Figura 9). Durante as coletas, os trechos e subtrechos eram fechados com rede (malha de 5mm) para impedir a entrada e saída dos indivíduos. Após serem coletados, os exemplares eram mantidos em caixas teladas, permitindo a circulação de água, identificados, medidos, marcados com implante intradérmico visível de elastômeros coloridos (Visible Implant Elastomers – Northwest Marine Technology, Inc.) (Figura 10) e devolvidos ao mesmo trecho onde foram coletados. Os indivíduos de diferentes espécies foram marcados em locais específicos do corpo conforme a facilidade de aplicação e visibilidade, que varia de acordo com a morfologia corporal característica de cada espécie. Em cada localidade foi usada uma cor diferente de marcação. No primeiro evento de marcação utilizamos as seguintes cores: laranja (P1), vermelho (P2), verde (P3) e azul (P4). No segundo evento de marcação, foram utilizadas as cores: branco (P1), roxo (P2), preto (P3) e rosa (P4).

Figura 8 - Esquema da área de estudo



Legenda: Os números representam a distância de cada subtrecho ao ponto inicial de estudo (0m). Os traços coloridos representam as cores da primeira e da segunda marcação, em cada trecho, respectivamente. Cores de marcação nos trechos: P1 (laranja e branco), P2 (vermelho e roxo), P3 (verde e preto) e P4 (azul e rosa). As setas indicam o sentido do fluxo da água.

Figura 9 - Procedimento de pesca elétrica realizado nos quatro pontos amostrais do rio Ubatiba, Maricá.



Foto: Arquivo do Laboratório de Ecologia de Peixes - UERJ, 23/08/2011

Figura 10 - Indivíduo marcado com o implante intradérmico de elastômeros colorido.



Foto: Arquivo do Laboratório de Ecologia de Peixes - UERJ, 30/06/2011

Apesar da comunidade de peixes do Rio Ubatiba ser composta por 22 espécies, apenas 10 foram marcadas e recapturadas neste estudo. As demais espécies, não foram capturadas nos eventos de marcação (espécies raras), ou nos eventos de recaptura, ou devido ao seu pequeno tamanho (poecilídeos < 3,0cm) não puderam ser marcadas com agulha.

O deslocamento detectado dos indivíduos de cada espécie foi calculado a partir da diferença entre as distâncias dos sub-trechos de marcação e de recaptura. Se o resultado for igual a zero, indica que o indivíduo não empreendeu movimento, pois foi recapturado no mesmo subtrecho onde foi marcado, se for positivo, indica que o indivíduo se deslocou à montante, dentro ou para fora do trecho de 150m e se for negativo, indica que o indivíduo se moveu à jusante, dentro ou para fora do trecho de 150m. Neste delineamento pudemos detectar movimentos de curta (50m) e de longa distâncias (450 a 1600m).

Para testar se a frequência de movimento depende das espécies, foi utilizado o teste de Qui-quadrado. Para verificar se houve diferenças sazonais nas distâncias percorridas pelos peixes, foi utilizado o teste de Mann-Whitney. Testamos a correlação entre o tamanho dos peixes e distância percorrida, a partir da análise de correlação de Spearman (Statística 8).

## 2.4 Resultados

Dez espécies foram marcadas para a realização deste trabalho, sendo elas: *Astyanax hastatus* Myers, 1928, *Astyanax janeiroensis* Eigenmann, 1908, *Awaous tajasica* (Lichtenstein 1822), *Characidium* sp. (espécie nova, Paulo Buckup, comunicação pessoal), *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard 1824), *Hoplias malabaricus* (Bloch 1794), *Hypostomus punctatus* Valenciennes 1840, *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner 1877), *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) e *Rineloricaria* sp. Todas as espécies foram coletadas em todos os pontos amostrais, com exceção da espécie *Rineloricaria* sp., que só foi coletada em dois pontos (P1 e P2).

Foram coletados e marcados 1289 peixes, somando os dois eventos de captura e marcação. Desses, 19 foram marcados no primeiro evento de marcação, recapturados no segundo e marcados novamente, totalizando 1270 peixes marcados, no rio, ao final das marcações.

Na primeira campanha (junho) foram capturados e marcados 691 peixes, sendo que destes, 19,54% (135 indivíduos) foram recapturados em julho, 11,58% (80 indivíduos) em agosto, 8,54% (59 indivíduos) em setembro e 2,75% (19 indivíduos) em novembro, totalizando 293 recapturas ao longo dessas três campanhas. No segundo evento de marcação (novembro), 579 novos peixes foram coletados e marcados. Sendo assim, a partir desta data 1270 peixes estavam marcados no rio. Destes, 7,24% (92 indivíduos) foram recapturados em janeiro, 2,76% (35 indivíduos) foram recapturados em fevereiro e apenas 1,6% (20 indivíduos) foram recapturados em abril (Tabela 1).

Tabela 1 - Número total de indivíduos capturados e recapturados em cada campanha e número de indivíduos marcados recapturados.

Espécies	Campanhas							
	Junho*	Julho	Agosto	Setembro	Novembro*	Janeiro	Fevereiro	Abril
<i>Astyanax janaeensis</i>	36	64 (7)	51 (1)	69 (2)	20 (0)	86 (5)	44 (1)	40 (2)
<i>Astyanax hastatus</i>	38	180 (0)	202 (0)	180 (2)	94 (0)	320 (10)	179 (1)	191 (2)
<i>Awaous tajasica</i>	119	800 (22)	666 (18)	406 (9)	79 (4)	644 (25)	463 (5)	140 (2)
<i>Characidium sp.</i>	65	103 (21)	102 (15)	86 (9)	38 (6)	116 (18)	60 (6)	55 (6)
<i>Geophagus brasiliensis</i>	21	55 (1)	58 (2)	55 (0)	83 (1)	443 (0)	467 (2)	611 (0)
<i>Hoplias malabaricus</i>	7	16 (2)	15 (1)	14 (1)	10 (0)	67 (2)	49 (0)	38 (0)
<i>Hypostomus punctatus</i>	35	66 (3)	77 (0)	68 (0)	50 (1)	255 (1)	189 (0)	180 (0)
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	270	679 (63)	496 (33)	461 (29)	182 (3)	543 (30)	464 (19)	324 (8)
<i>Pimelodella lateristriga</i>	98	120 (14)	133 (9)	116 (7)	41 (4)	142 (1)	97 (1)	42 (0)
<i>Rineloricaria sp.</i>	2	3 (2)	1 (1)	0 (0)	1 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<b>Total:</b>	<b>691</b>	<b>2086 (135)</b>	<b>1801 (80)</b>	<b>1455 (59)</b>	<b>598 (19)</b>	<b>2616 (92)</b>	<b>2012 (35)</b>	<b>1621 (20)</b>

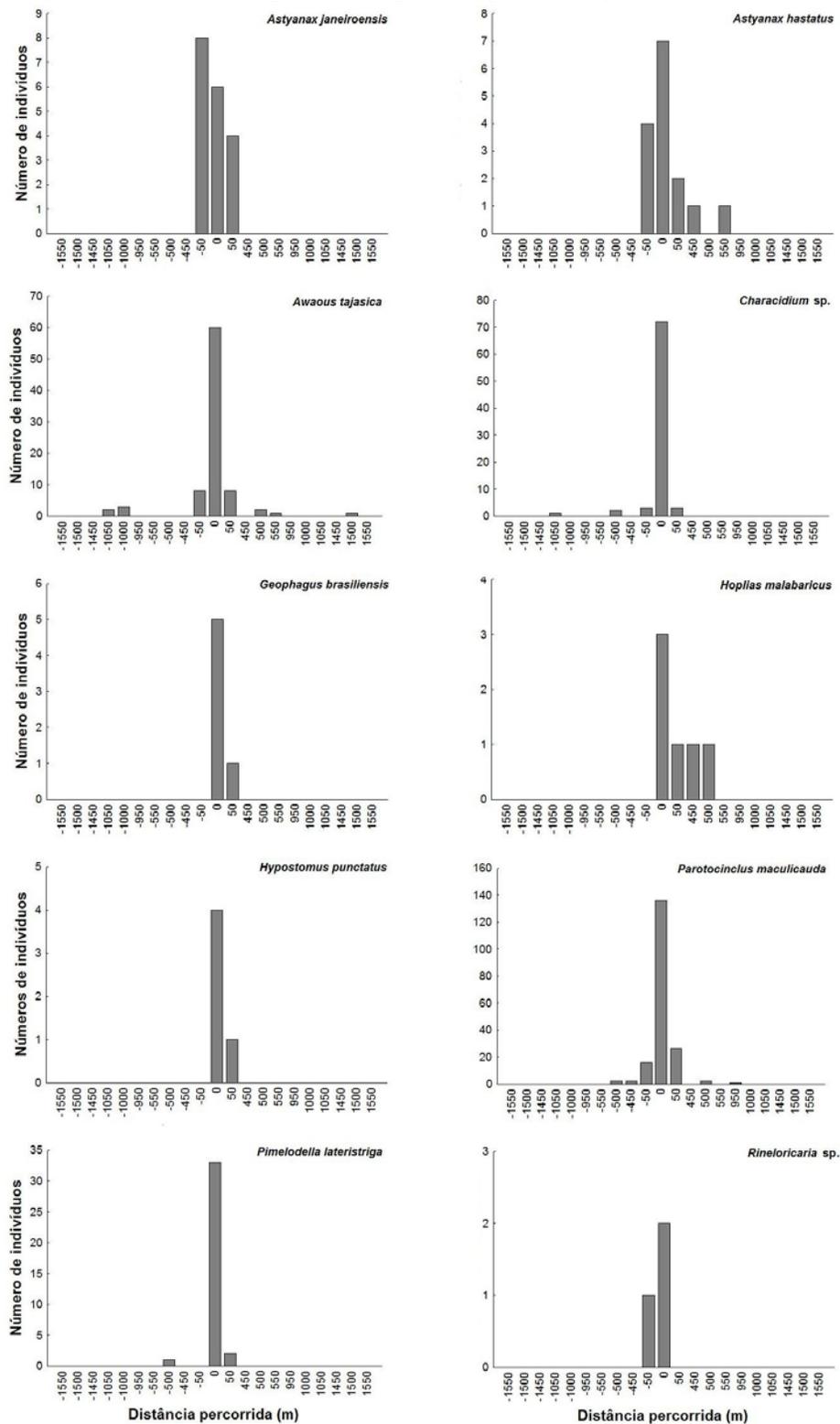
Legenda: \* Campanhas de marcação.( ) Número de indivíduos recapturados marcados.

Foram realizadas 440 recapturas de peixes, dos quais 25,45% (112 indivíduos) empreenderam movimento, os demais foram recapturados no mesmo trecho de marcação, ou seja, não se movimentaram. Para *A. hastatus*, 15 recapturas foram realizadas e dessas, 8 (53,33%) indicaram movimento; das 18 recapturas de *A. janeiroensis*, 12 (66,67%) aconteceram fora do trecho de marcação; para *A. tajasica*, 85 recapturas foram realizadas, e 25 (29,41%) indicaram que houve movimento; *Characidium* sp. teve 9 (11,11%) recapturas com indicativa de movimento, de 81; *G. brasiliensis* apresentou 1 (16,67%) movimento nas 6 recapturas; para *H. malabaricus*, das 6 recapturas, três (50%) indicaram movimento; *H. punctatus* apresentou 1 (20%) movimento nas 5 recapturas; para *P. maculicauda*, houve a maior taxa de recaptura, 185, mas apenas 49 (26,49%) indicaram movimento; *P. lateristriga*, apresentou três (8,33%) indicativas de movimento em 36 recapturas e *Rineloricaria* sp., com apenas três recapturas, uma (33,33%) indicou movimento.

A partir da quantificação dos movimentos, através da recaptura de indivíduos marcados, foi possível observar que existe diferença na distância percorrida entre as espécies (Figura 11). As espécies que percorreram curtas e longas distâncias foram: *A. hastatus*, *A. tajasica*, *Characidium* sp., *H. malabaricus*, *P. maculicauda* e *P. lateristriga*. Apenas movimentos de curta distância foram registrados para *A. janeiroensis*, *G. brasiliensis*, *H. punctatus* e *Rineloricaria* sp..

Além disso, também foi possível detectar a direção do deslocamento. Os indivíduos da espécie *Rineloricaria* sp. moveram-se somente à jusante, *G. brasiliensis*, *H. malabaricus* e *H. punctatus* moveram-se somente à montante e *A. hastatus*, *A. janeiroensis*, *A. tajasica*, *Characidium* sp., *P. maculicauda* e *P. lateristriga*, moveram-se em ambas as direções.

Figura 11 - Distância percorrida pelas espécies de peixes do rio Ubatiba



Legenda: O ponto 0 significa que os indivíduos não se movimentaram. Os valores negativos correspondem aos movimentos à jusante e os valores positivos aos movimentos à montante.

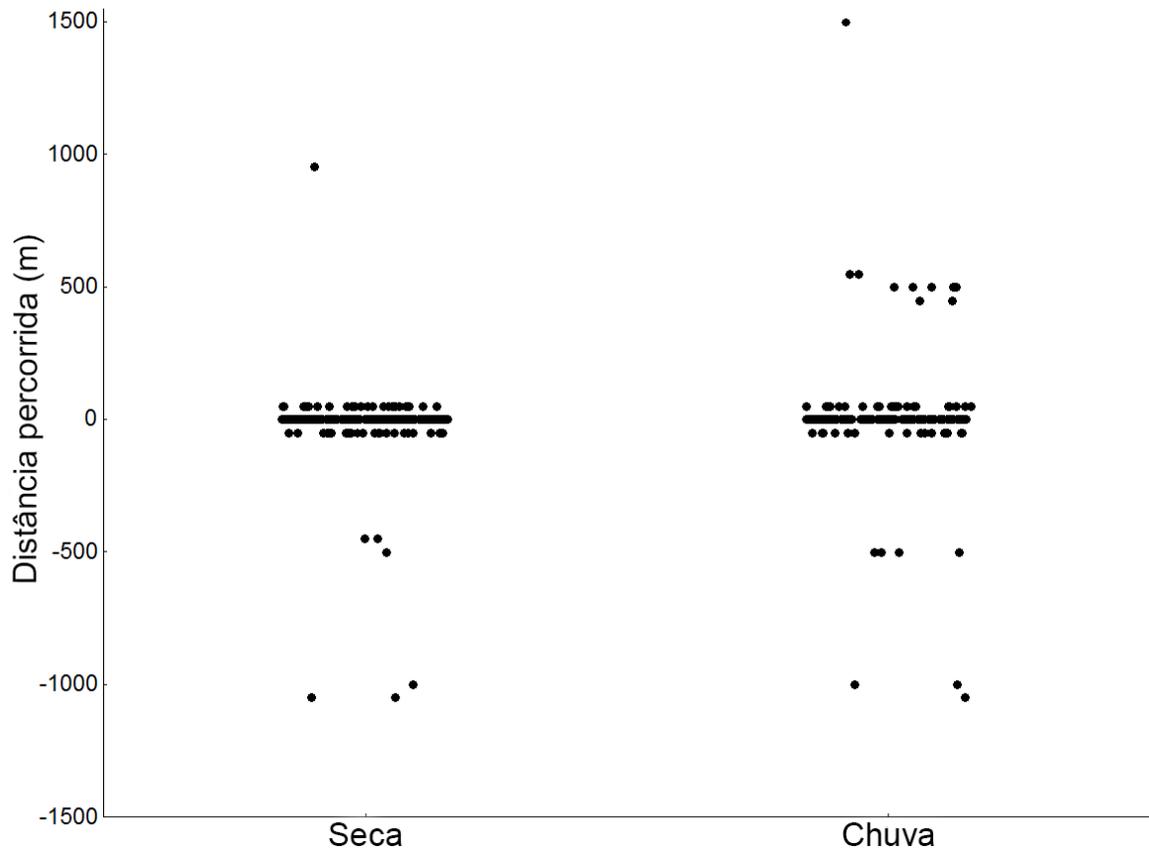
As espécies que apresentaram maior deslocamento foram *A. tajasica* e *Characidium* sp. percorrendo 1500m (à montante) e 1050m (à jusante) respectivamente. Para *A. janeiroensis*, *G. brasiliensis*, *H. punctatus* e *Rineloricaria* sp. foram detectados apenas, movimentos curtos de 50m de deslocamento.

Com base nas frequências esperadas e observadas de movimento para cada espécie foi utilizado o teste de Qui-quadrado para verificar se a frequência de movimento depende da espécie. Foi observado que *A. hastatus* e *A. janeiroensis* apresentaram indivíduos que se movimentaram mais do que esperado. Por outro lado, *P. lateristriga* e *Characidium* sp. se movimentaram menos do que o esperado ( $\chi^2 = 39,73$ ; gl = 9;  $p = <0,0001$ ).

Não foi verificada correlação entre o tamanho dos indivíduos e a distância percorrida para todas as espécies nos testes de correlação de Spearman.

Para verificar se houve diferença nas distâncias percorridas pelos peixes na estação seca e na estação chuvosa (Figura 12), foi realizado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney ( $U=20979,50$ ;  $p=0,074370$ ). A partir deste resultado, assumiu-se que há uma diferença parcialmente significativa, ou seja, os peixes percorrem maiores distâncias à montante na época chuvosa.

Figura 12 - Distâncias percorridas pelos peixes, marcados e recapturados, nas estações seca e chuvosa.



Quando analisados somente movimentos à montante entre estações, a partir do teste não-paramétrico de Mann-Whitney ( $U= 319,5000$ ;  $p=0,013802$ ), fica mais evidente que movimentos maiores nessa direção, são realizados na estação chuvosa.

## 2.5 Discussão

Somando os dois eventos de captura e marcação 1270 peixes foram marcados, entretanto, somente 440 foram recapturados. No presente trabalho, as taxas de recaptura foram menores a cada campanha, fato comum em estudos de marcação e recaptura (Porto *et al.*, 1999; Smithson e Johnston, 1999). Morte natural ou em consequência da manipulação dos peixes, a perda da marcação e o deslocamento dos indivíduos para regiões fora da área de estudo, podem ser respostas à baixa taxa de recaptura de indivíduos marcados. Porém, é pouco provável que mais da metade de peixes marcados tenha morrido de causas naturais em um espaço curto de tempo. Além disso, outros estudos têm aperfeiçoado as técnicas de coleta (*e.g.* Riley e Fausch, 1992), diminuindo a manipulação dos peixes e ainda assim as taxas de recaptura permanecem baixas. Quanto à perda da marcação, trabalhos que testaram a permanência do VIE nos peixes (Walsh e Winkelman, 2004; Josephson e Robinson, 2008; Carvalho-Souza *et al.*, 2010; Soula *et al.*, 2012; Leal *et al.*, 2012), verificaram longo tempo de retenção. Entretanto, alguns desses trabalhos verificaram que há fragmentação das marcas, e talvez esse fator tenha dificultado a visibilidade das marcações, muito embora, as cores sejam fortes e fáceis de serem identificadas. Contudo, essas opções devem ser consideradas, pois se um desses fatores, isoladamente, parece não ser convincente para justificar a baixa taxa de recaptura, talvez o conjunto desses fatores explique melhor. Um grande número de peixes não recapturados também permite especular que esses indivíduos se deslocaram para regiões do rio fora da área de estudo. Não é possível afirmar que a perda desses indivíduos marcados seja uma prova que eles se movimentaram, mas pode ser um indício de deslocamentos que não foram detectados, por estarem em outros trechos do rio que não foram amostrados. Se as regiões entre os trechos amostrais tivessem sido vasculhadas, talvez a taxa de recaptura fosse maior, por outro lado, amostragens em mais trechos do rio seriam inviáveis devido à alta exigência de esforço de mão-de-obra e aumento de custo financeiro.

Para a análise dos dados, a não-recaptura de indivíduos marcados não foi considerada como movimento empreendido, porque mesmo que esses indivíduos estejam se movimentando, sem serem detectados não é possível medir seus movimentos.

Peixes com movimentos mais restritos a pequenas áreas - como foi verificado para as espécies *G. brasiliensis*, *H. punctatus* e *Rineloricaria* sp. e *A. janeiroensis* - enfrentam desafios diferentes do que os que percorrem grandes distâncias (Mazzoni e Iglesias-Rios, 2012), por outro lado, conhecem melhor o seu território, o que lhes permite identificar mais facilmente locais com disponibilidade de alimento e abrigo (Aparicio e Sostoa, 1999). *Geophagus brasiliensis* é uma espécie pertencente à família Cichlidae, cujo hábito territorialista dos seus representantes é amplamente conhecido. Esse grupo apresenta cuidado parental e mantém locais de nidificação relativamente pequenos (cerca de 1-2m de diâmetro), que são defendidos contra outros peixes,

principalmente os potenciais predadores (Kohda 1991, 1994). As espécies *H. punctatus* e *Rineloricaria* sp. são representantes da família Loricariidae, que apresenta na maioria dos casos, peixes que constroem ninhos entocados no fundo dos rios para a desova (Santos *et al.*, 1984), mantêm cuidado parental com a prole (Marcucci *et al.*, 2005). Devido a isso e a outras características reprodutivas, é sugerido que esses peixes desenvolvem comportamento territorialista (Hirschmann *et al.*, 2011), o que restringe seu deslocamento (Marcucci *et al.*, 2005). Com base nesse conhecimento era esperado que indivíduos dessas espécies fossem recapturados somente nos trechos de captura e marcação ou que fossem detectados movimentos curtos, como foi encontrado, uma vez que estão ligados também à procura de alimento. Apesar dessas características justificarem movimentos de curta distância, outro representante da família Loricariidae, o *P. maculicauda*, se deslocou por até 950m, contradizendo as expectativas. Nesse caso, por ser uma espécie não-nativa introduzida nesse rio, suspeita-se que este comportamento seja uma evidência de dispersão da espécie nessa área devido ao seu processo de colonização. Essa espécie exótica é muito utilizada na aquariofilia e foi introduzida no rio por adeptos dessa prática. Dados anteriores mostram que o primeiro registro dessa espécie no rio Ubatiba, foi feito em apenas uma localidade. Ao longo do tempo, registros de indivíduos de *P. maculicauda* foram feitos para outras localidades do rio e atualmente, eles são encontrados em todas as localidades amostradas.

Fatores importantes na distribuição de uma espécie estão relacionados com a sua capacidade de dispersão, seu comportamento, a presença de outras espécies e sua resposta aos fatores físicos e químicos (Mehanna e Penha, 2011). Nesse sentido, é sugerido que após ser introduzido, *P. maculicauda* encontrou no rio Ubatiba condições (bióticas e abióticas) favoráveis à sua permanência e devido à sua grande capacidade de dispersão está em processo de colonização.

As análises indicaram que somente duas espécies apresentaram mais indivíduos em movimento do que o esperado: *A. hastatus* e *A. janeiroensis*. Ou seja, indivíduos dessas duas espécies foram recapturados mais vezes fora do trecho onde foram marcados.

Para *A. janeiroensis* somente movimentos de curta distância foram registrados, resultado diferente do encontrado por Mazzoni e Iglesias-Rios (2012) que verificaram essa mesma espécie, também no rio Ubatiba, atingindo distâncias maiores, com alguns indivíduos sendo recapturados até 6000m acima do trecho de marcação. Essa divergência nos resultados de movimento para a essa espécie, no mesmo rio, pode ser explicada pelo intervalo de tempo entre as coletas e pela diferença na abrangência das áreas de estudo em cada trabalho. Aqui, a área de estudo compreendeu 600m (quatro trechos com 150m de extensão cada um, distantes 500m entre si), enquanto no trabalho de Mazzoni e Iglesias-Rios (2012) a área de estudo abrangeu 750m (cinco trechos de 150m de extensão cada um, distantes 2km entre si. Além disso, o intervalo de tempo entre as coletas no presente estudo, foi mensal, totalizando 2 capturas e marcações e 6 recapturas. As coletas no trabalho supracitado, foram semanais ao longo de quatro meses totalizando um evento de marcação e 13 recapturas, e talvez o menor intervalo entre coletas e o maior número de eventos de recaptura tenham favorecido a detecção do deslocamento da espécie *A. janeiroensis* para Mazzoni e Iglesias (2012).

As espécies que apresentaram indivíduos percorrendo maiores distâncias foram *A. tajasica* e *Characidium* sp. Com base nesses resultados, as espécies que se movimentaram mais, em quantidade, não são as mesmas que se deslocaram para regiões mais distantes do rio. Esses resultados apontam para uma variabilidade nos padrões de movimentos das espécies, fato que também vem sendo apresentado em outros trabalhos (e.g. Skalski e Gilliam, 2000; Albanese *et al.*, 2004; Roberts e Angermeier, 2007; Breen *et al.*, 2009). Alguns estudos apresentam espécies que manifestam, de fato, um comportamento sedentário (Aparicio e Sostoa, 1999; Petty e Grossman, 2004), outros, apresentam espécies com padrões de movimento heterogêneo, ou seja, com indivíduos sedentários, indivíduos que se movem e chegam a percorrer grandes distâncias (Smithson e Johnston, 1999; Skalski e Gilliam, 2000; Rodriguez, 2002; Roberts *et al.*, 2008; Breen *et al.*, 2009) e indivíduos que alternam entre esses comportamentos dependendo do estágio de vida ou das condições ambientais (Knaepkens *et al.*, 2005). Crook (2004) ainda sugere que algumas populações podem apresentar padrões de movimento onde os indivíduos permanecem por longos períodos do seu ciclo de vida em uma mesma área de antes de migrarem para outras áreas mais distantes.

De todos os movimentos de longa distância, o maior deslocamento detectado (1500m) foi para um indivíduo da espécie *A. tajasica*. Essa espécie pertencente à família Gobiidae e típica de ambientes estuarinos (Loebmann e Vieira, 2005), mas que em 2006 foi registrada no rio Ubatiba (Mazzoni *et al.*, 2006) em pouca quantidade (11 indivíduos) em uma única localidade (de cinco). No presente estudo, foi observado um grande número de indivíduos em todos os pontos amostrais, o que significa que os indivíduos dessa espécie têm colonizado trechos novos e mais distantes do rio Ubatiba se deslocando por curtas e longas distâncias. Integrantes dessa família, em geral, exibem comportamentos migratórios. Muitos migram do mar para partes altas do rio, outros saem do estuário e migram à montante (Keith, 2003). Algumas espécies, inclusive, são capazes de subir cachoeiras de até 350m (Blob *et al.*, 2006), como é o caso de algumas espécies nativas do Hawaii (Keith, 2003; Schoenfuss e Blob, 2003; Blob *et al.*, 2006). A partir do exposto e sabendo que geralmente, a área de vida de uma espécie é refletida pelas distâncias percorridas pelos indivíduos da sua população (Nathan, 2008), é possível supor que a área de vida de *A. tajasica* no rio Ubatiba seja ampla, e que essa espécie apresenta um comportamento comum da família onde está inserida.

Os períodos de precipitação e seca são fatores importantes na estrutura de uma população (Neiff, 1990), e o início da época chuvosa atua como um gatilho para a reprodução de peixes (Bailly *et al.*, 2008). Nesse sentido, buscou-se verificar se há um maior deslocamento em períodos de chuva.

Os testes estatísticos assumem que os dados utilizados possuem certa precisão da(s) variável(s) estudadas. Em experimentos com ambientes controlados, é mais fácil obter dados precisos, e nestas condições, com um resultado de “ $p=0,074370$ ” assumiria-se imediatamente a hipótese nula de que não há diferença de deslocamento, rejeitando a hipótese alternativa de que há maiores deslocamentos no período chuvoso. Entretanto, o presente estudo foi realizado em ambiente natural com diversos fatores, que não foram avaliados e que não temos controle, atuando sobre os dados e influenciando os resultados. Além disso, o rio Ubatiba é característico

de ambiente tropical (Mata Atlântica) e está sujeito a eventos estocásticos ao longo de todo o ano. Dessa maneira, é razoável afirmar que este resultado é parcialmente significativo e assumir que na época chuvosa, os indivíduos percorreram maiores distâncias.

Os maiores deslocamentos nesse período do ano foram em direção à nascente do rio condizendo com comportamento reprodutivo dos peixes, de migrar à montante para desovar na estação chuvosa, aumentando assim as chances de sobrevivência das larvas (Mazzoni *et al.*, 2004), uma vez que os ovos são depositados na coluna d'água e derivam em direção à foz.

Os padrões de movimento podem estar positivamente relacionados com o tamanho do corpo (Haskell *et al.*, 2002) refletindo padrões relacionados à idade e à maturidade sexual. Entretanto, no presente trabalho, não foi encontrada relação entre o tamanho corporal (comprimento padrão) e a distância percorrida pelos peixes. Essa relação também não foi observada no trabalho de Mazzoni e Iglesias-Rios (2012).

No presente estudo registramos que as espécies do rio Ubatiba, apresentam diferentes padrões de frequência de movimento e de distâncias percorridas. Essa variabilidade pode ser resultado das diferentes histórias de vida e características morfológicas, bem como distribuição de predadores, disponibilidade de recursos alimentares e de refúgio, condições hidrológicas e às mudanças fisiográficas (Gowan e Fausch, 1996; Albanese *et al.*, 2004; Roberts e Angermeier, 2007). Nesse sentido, nossos resultados corroboram outros trabalhos de movimento de peixes de riacho (Smithson e Johnston, 1999; Rodriguez, 2002; Knaepkens *et al.*, 2005; Roberts *et al.*, 2008), evidenciando as lacunas existentes no PMR e ressaltando a variação no comportamento de movimento.

### 3 MOVIMENTO DE DISPERSÃO, COLONIZAÇÃO E IMPACTO DA ESPÉCIE *Parotocinclus maculicauda* NO RIO UBATIBA, MARICÁ- RJ, BRASIL.

#### 3.1 Introdução

A dispersão e a colonização são processos ecológicos fundamentais na natureza, que atuam sobre a genética, estrutura, dinâmica, distribuição, abundância e persistência das populações (Hohausová *et al.*, 2010). A dispersão periódica e a (re)colonização regular de peixes de riacho, através de movimentos exploratórios, é um meio pra se ter acesso a habitats alternativos (Smithson e Johnston, 1999). Características dos peixes como mobilidade (movimentos através de canais ou outras estruturas físicas que sirvam de corredores aquáticos) e a rápida adaptação ao habitat onde se encontram, facilitam a dispersão de espécies exóticas, aumentando sua área de vida, e a colonização de novos habitats (Larimore *et al.*, 1959; Peterson e Bayley, 1993; Gido e Brown, 1999).

Não são todas as espécies introduzidas que se tornam invasoras, pois para tal, é necessário vencer algumas barreiras e se adaptar a novas condições ambientais. Em geral, a presença e/ou persistência de uma espécie em um riacho, de maneira particular, está relacionada a uma série de fatores bióticos e abióticos. Dentre os fatores bióticos, pode-se destacar a disponibilidade de alimento, competição, pressão de predação e doença. Os fatores abióticos como características físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez), disponibilidade de abrigo, diversidade de substrato e características físicas do riacho (largura, profundidade, velocidade do fluxo), também podem ser uma barreira à permanência de uma espécie exótica em uma nova área (Rincón, 1999; Mehanna e Penha, 2011). Além disso, existe ainda o fator demográfico, ou seja, o número de indivíduos que se estabelece e sua capacidade de aumentar a população (Agostinho *et al.*, 2006). Entretanto, as que vencem tais restrições, ainda precisam se integrar à comunidade nativa, o que acarreta mudanças de nicho e de comportamento (Moyle e Light, 1996). A ausência de seus predadores, intervenções antrópicas na alteração do ambiente, a forma como as espécies introduzidas respondem às novas condições ambientais (Shea e Chesson, 2002), a abundância (Sheldon e Meffe, 1990) e a mobilidade (Albanese *et al.*, 2009) das espécies são características determinantes para a colonização por espécies invasoras (Siqueira, 2006). O sucesso no estabelecimento de espécies exóticas também varia de acordo com o grupo e com a região de introdução. Em relação aos peixes de água doce especificamente, as taxas de sucesso variam entre 38 a 77% (Vitule, 2009). Contudo, é importante ressaltar que muitas introduções de espécies não são documentadas, e partindo desse princípio pode-se dizer que esses valores são, em boa parte, subestimados (Vitule, 2009).

A introdução de espécies exóticas de peixes de riacho através de bacias ou até países, se dá principalmente pela ação humana (Gozlan, 2008). Essa introdução, de forma deliberada ou acidental, pode resultar em mudanças na distribuição natural das espécies, nas funções e na estrutura do ecossistema, se a espécie introduzida se infiltrar, deslocando e eliminando espécies

nativas (Delariva e Agostinho, 1999; Curry *et al.*, 2007; Vitule, 2009). As espécies exóticas são consideradas invasoras quando se estabelecem em uma nova área, ali se proliferam e persistem (Mack *et al.*, 2000) ameaçando ecossistemas, habitats e/ou outras espécies (IUCN, 2006). A invasão biológica é considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade no planeta, além de ser também, um dos maiores problemas no que diz respeito à conservação de peixes de água doce (Leprieur *et al.*, 2008), acarretando em declínios populacionais e até extinção de espécies nativas (através de competição, predação, doenças, etc.) (Ficetola *et al.*, 2007). Os impactos da introdução de espécies exóticas em um ecossistema, muitas vezes são complexos, diversos, difíceis de mensurar, e na maioria das vezes, dificultam a previsão do seu impacto sobre a comunidade nativa (Rodríguez 2001, Osunkoya *et al.*, 2011). As consequências das interações entre espécies nativas e invasoras estão relacionadas ao estágio da invasão e à capacidade destas últimas em invadir e permanecer no novo ambiente (Blackburn *et al.*, 2011; Richter-Boix *et al.*, 2012). O histórico da introdução de espécies de peixes no Brasil, através da intervenção humana, é extenso. Em se tratando especialmente de espécies de água doce, muitas das que foram introduzidas no país provêm de outras bacias ou de outros países (Agostinho *et al.*, 2006).

Os impactos causados pelas introduções de peixes, em geral são notados tardiamente. Por serem organismos menos expostos e menos visíveis à sociedade, peixes introduzidos não são percebidos nos estágios iniciais, e quando enfim a introdução é detectada, os impactos já são graves e muitas vezes irreversíveis (Vitule, 2009). As consequências resultantes da introdução de peixes em riachos especificamente podem ser: alteração no fluxo dos nutrientes do riacho e da bacia, modificação da função e da estrutura do ecossistema e extinção de espécies endêmicas (Vitule *et al.*, 2009). Nesses casos, os processos de extinção, podem ser mais graves e acelerados, pois a ictiofauna nativa dos riachos não apresenta tão elevada abundância e riqueza comparada a rios de maior porte (Vitule *et al.*, 2009).

A piscicultura é, sem dúvida, o principal meio de contaminação e de dispersão de espécies exóticas (Agostinho e Júlio, 1996; Orsi e Agostinho, 1999; Vitule *et al.*, 2009). Porém, outra importante maneira de introdução é a soltura de espécies não-nativas em rios e riachos, por praticantes da aquariofilia (Delariva e Agostinho, 1999; Mack *et al.*, 2000; Deacon *et al.*, 2011). As razões que levam a liberação de peixes usados na aquariofilia no meio natural são inúmeras, como por exemplo, os indivíduos atingirem um tamanho muito grande para serem mantidos em aquários, custos elevados para sua manutenção, simples desistência de manutenção dos peixes pelos proprietários (Duggan *et al.*, 2006), entre outras. Por esses motivos, o crescente problema relacionado à invasão de espécies decorrente da aquariofilia tem aumentado por todo o mundo (Piazzini *et al.*, 2010).

Considerando que, em geral, espécies próximas filogeneticamente tendem a explorar recursos similares, e desta forma podem apresentar sobreposição de nicho, é possível supor que os efeitos de competição sobre uma espécie nativa devem ser mais drásticos e acelerados se ela pertencer ao mesmo táxon da espécie introduzida.

Os loricarídeos conhecidos como “cascudos” ou “cascudinhos” são cobertos por placas ósseas dérmicas, dorsoventralmente achatados e a boca é inferior, com lábios expandidos e em forma de ventosas, que lhes permite aderir ao substrato para raspagem (pastagem) de algas

(Schaefer, 1987; Suzuki, 2000; Casatti, 2002; Garavello e Garavello, 2004). A maioria dos representantes desse grupo habita fundos de rios, riachos e lagos. Os loricarídeos são populares entre os praticantes da aquariofilia devido à sua aparência diferente (e exuberante em algumas espécies), à sua resistência e ao fato de que seu hábito alimentar, ajuda na “limpeza” do aquário, com a retirada das algas das superfícies (Hoover *et al.*, 2004). O “cascudinho” *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner, 1877) (Figura 13) não é nativo do rio Ubatiba e sua provável ocorrência nesse riacho se deve à introdução ocorrida através da soltura por aquariofilistas. Essa espécie é nativa da Mata Atlântica e ocorre em riachos costeiros entre o Rio de Janeiro e Santa Catarina (Schaefer, 2003). Sua localidade tipo é o rio Quenda, atualmente conhecido como rio Grande ou Arroio Fundo, no bairro de Santa Cruz na cidade do Rio de Janeiro (Schaefer, 1996; Reis e Pereira, 2000; Schaefer, 2003; Buckup *et al.*, 2007). O Arroio Fundo é um rio pequeno, situado na atual região urbana da cidade (localização aproximada: 22°56' S e 43°12' W) (Reis e Pereira, 2000). Esse rio pertence à bacia da Baía de Sepetiba, distante 128km da bacia do rio Ubatiba. *P. maculicauda* é utilizado como peixe ornamental muito procurado por praticantes da aquariofilia. Por ser uma espécie introduzida nesta bacia, está inserida na condição de espécie exótica e pode representar alguma ameaça a espécies nativas que possuem hábitos similares, como *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840, por exemplo. O gênero *Hypostomus* é um grupo diverso com cerca de 110 espécies que colonizam quase todos os habitats aquáticos, embora tenham preferência por água correntes (Montoya-Burgos, 2003). Além disso, é considerado um grupo detritívoro importante no processo de reciclagem de nutrientes (Angelescu e Gneri, 1949). A espécie *H. punctatus* (Figura 14), nativa da bacia do rio Ubatiba, foi registrada neste rio pela primeira vez, por Costa (1984). Ambas as espécies são pertencentes à família Loricariidae, uma das mais diversas e especializadas da ordem Siluriformes, com cerca de 3425 espécies descritas (Lima, 2012). Destas, mais de 100 pertencem à subfamília Hypoptopomatinae (Carvalho e Reis, 2011), a qual *P. maculicauda* é representante e 182 pertencem à Hypostominae (Armbruster, 2004), a qual *H. punctatus* é representante.

Figura 13 - Indivíduo da espécie *Parotocinclus maculicauda* (3,5cm).



Foto: Rosana Mazzoni, 10/11/2005

Figura 14 - Indivíduo da espécie *Hypostomus punctatus* (7,8cm).



Foto: Rosana Mazzoni, 03/07/2006

### 3.2 Objetivos

O presente estudo teve como objetivos: (i) analisar a dispersão e distribuição de *P. maculicauda* ao longo do rio Ubatiba no tempo e no espaço; (ii) verificar se a densidade da espécie introduzida *P. maculicauda* variou no tempo; (iii) verificar se a introdução da espécie *P. maculicauda* influenciou a distribuição espacial e a densidade ao longo do tempo da espécie nativa *H. punctatus* (espécie filogeneticamente relacionada à *P. maculicauda*).

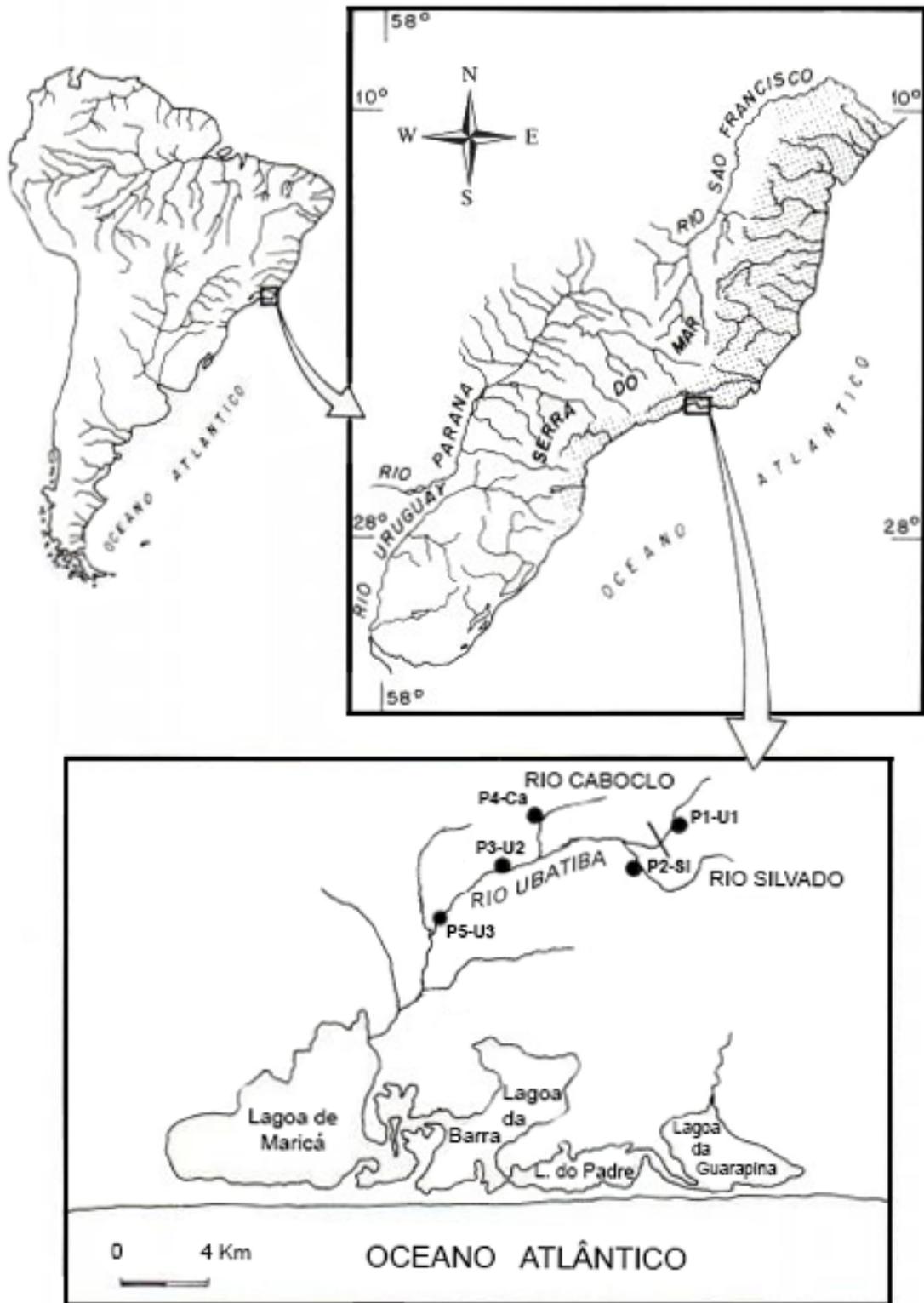
### 3.3 Material e Métodos

#### 3.3.1 Área de estudo

O trabalho foi realizado no rio Ubatiba, localizado no município de Maricá, no nordeste do Estado do Rio de Janeiro (Figura 15). É um rio de aproximadamente 15 km de extensão e baixa altitude (<30 m a.s.l.), componente de um pequeno sistema fluvial da vertente oriental da Serra do Mar, e deságua na lagoa de Maricá. Em seu curso, flui por áreas muito impactadas por ações antrópicas, como a prática da pecuária, entretanto, alguns fragmentos preservados são encontrados na região da cabeceira (Mazzoni *et al.*, 2005). O nível da água no local é regulado exclusivamente pela precipitação pluviométrica (~ 1500 mm ano<sup>-1</sup>) (Mazzoni *et al.*, 2004). A época do ano com maior intensidade de chuvas concentra-se nos meses de novembro a janeiro (Mazzoni e Costa, 2007), porém, ao longo do ano, é comum que haja enchentes imprevisíveis. O Rio Ubatiba possui uma ictiofauna composta por 22 espécies (Mazzoni e Lobón-Cerviá, 2000; Mazzoni *et al.*, 2006), totalizando 14 famílias e/ou subfamílias.

A amostragem foi feita em cinco localidades ao longo do rio, nomeadas: localidade P1-U1 (22°52.30'S e 42°44.23'W), localidade P2-Si (22°52.43'S e 42°44.46'W), localidade P3-U2 (22° 51' 55.2" S e 42° 44' 53.5" O), localidade P4-Ca (22°51.67'S e 42°44.52'W) e localidade P5-U3 (22° 51' 53.3" S e 42° 45' 47" O) (Figura 15).

Figura 15 - Localização geográfica da bacia do rio Ubatiba com as cinco localidades identificadas. A linha na parte superior do rio Ubatiba indica uma cachoeira.



Fonte: Adaptado de MAZZONI E, LOBÓN-CERVIÁ 2000.

### 3.3.2 Coleta e análise dos dados

Entre 1994 e 2009 foram realizadas coletas mensais de acordo com a tabela a seguir:

Tabela 2 - Período das coletas realizadas entre os anos de 1994 e 2009

<b>Coletas</b>	<b>Período</b>
Bimestrais	julho de 1994 e agosto de 1997
Mensais	fevereiro e março de 1998
Bimestrais	março a julho de 1999
Bimestrais	abril a novembro de 2000,
Bimestrais	abril a agosto de 2001
Mensal	agosto de 2003
Bimestrais	julho de 2007 a maio de 2008
Mensal	novembro de 2008
Bimestrais	julho a setembro de 2009

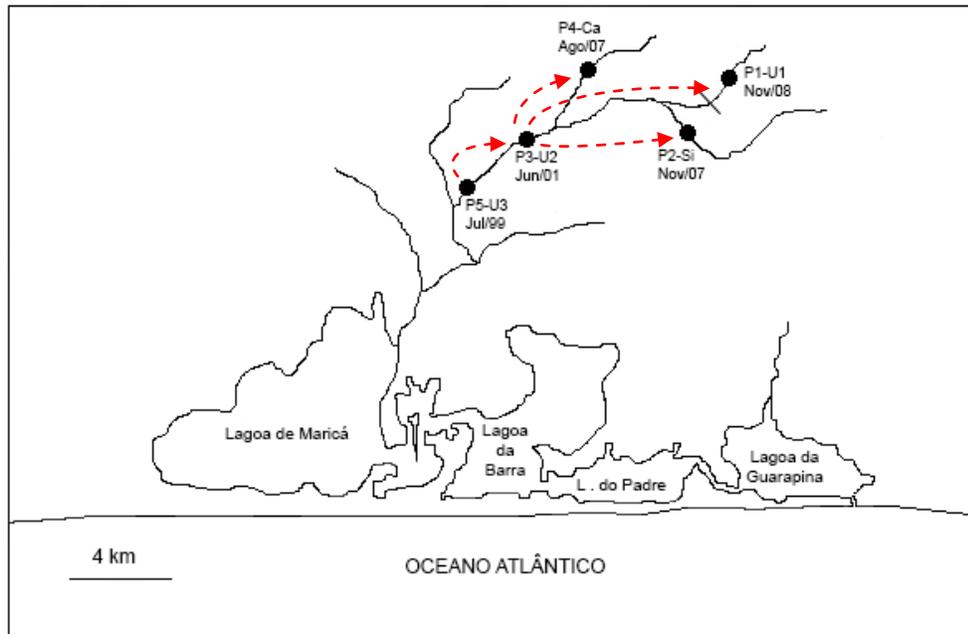
A coleta, nas cinco localidades previamente mencionadas, foi realizada através da pesca elétrica (Mazzoni *et al.*, 2000) e do método de remoções sucessivas (Zippin, 1958). Os trechos amostrais de 50 a 150m de extensão, foram delimitados por redes de fechamento (malha de 5mm) para impedir a entrada e saída dos indivíduos. Os exemplares coletados eram mantidos em caixas teladas, permitindo a circulação de água, identificados e contados para registro de abundância, sendo considerada cada remoção separadamente. A cada evento amostral e em cada localidade foram registrados os dados de batimetria em intervalos de 5 em 5m, com a finalidade de se determinar a área amostrada. A correlação entre a densidade da espécie exótica *P. maculicauda* e densidade da espécie nativa *H. punctatus*, foi testada usando a análise de correlação de Spearman (Statisca 8).

### 3.4 Resultados

O primeiro registro de ocorrência da espécie *P. maculicauda* no rio Ubatiba, foi feito no ponto mais baixo (P5-U3) em julho de 1999. Ao longo do tempo, a espécie colonizou trechos mais altos do rio. Em junho de 2001, a espécie foi registrada pela primeira vez em outro ponto, o P3-U2; em agosto de 2007, exemplares dessa espécie foram capturados no ponto P4-Ca; em novembro de 2007, já era encontrada no ponto P2-Si e um ano depois, em novembro de 2008, foi registrada pela primeira vez no trecho amostrado mais alto do rio, acima de uma cachoeira, o ponto P1-U1. Ao final do estudo, a espécie *P. maculicauda* havia dispersado ao longo do rio e se

encontrava distribuída em todos os pontos de amostragem. De acordo com esses dados, foi possível inferir a rota utilizada pela espécie, para sua dispersão e colonização (Figura 16).

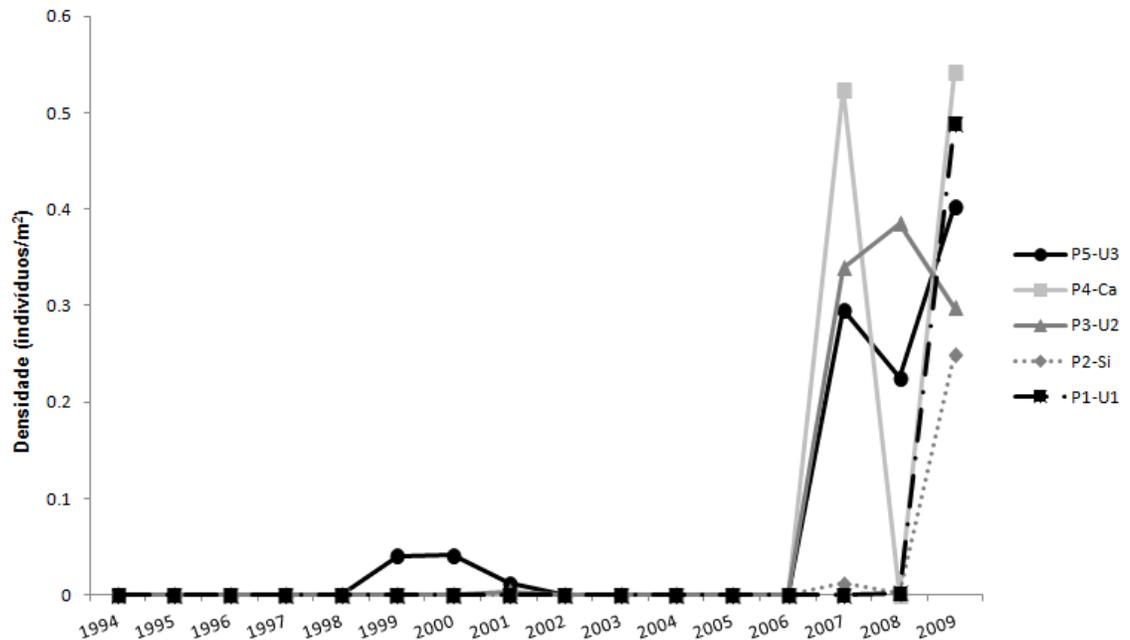
Figura 16 - Rota de registros temporais indicando a dispersão da espécie *P. malulicauda* ao longo do rio Ubatiba.



Legenda: A linha na parte superior do rio indica uma cachoeira. As datas são referentes ao primeiro registro da espécie em cada ponto.

Em seu primeiro registro no rio, *P. maculicauda* apresentou baixa densidade. Entretanto, ao longo do tempo, observou-se o aumento da densidade em todos os trechos colonizados pela espécie (Figura 17).

Figura 17 - Densidade média anual da espécie *P. maculicauda*, em cada ponto amostral, no rio Ubatiba, Maricá-RJ.

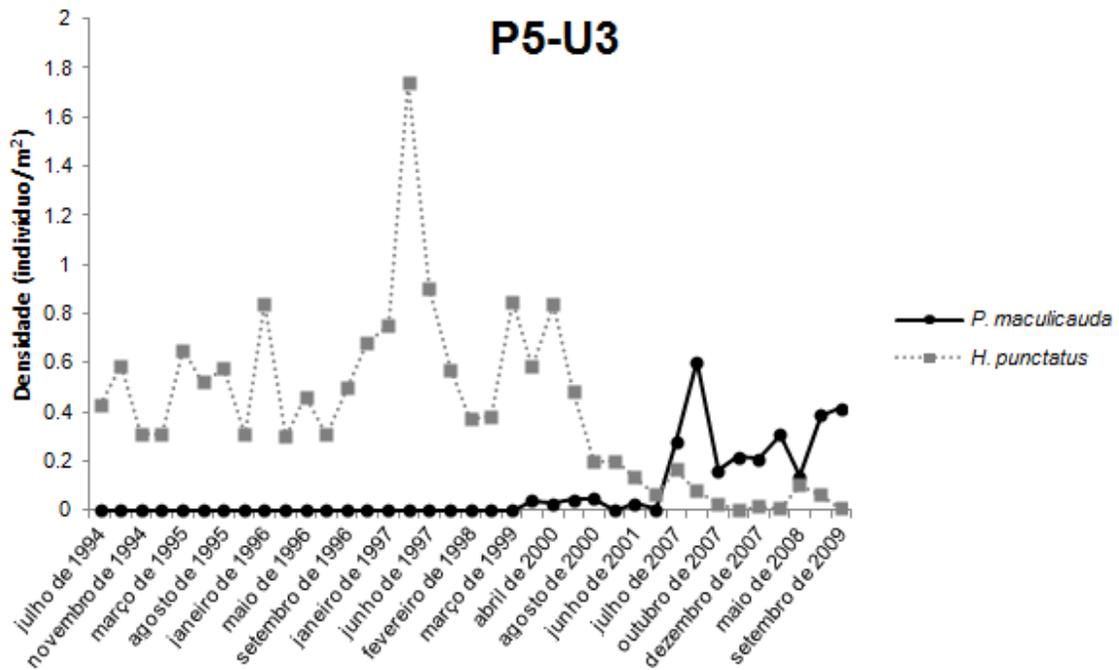


Nota: Entre 2001 e 2007, só foi realizada uma coleta, em 2003, e a espécie não foi registrada.

A espécie nativa foi encontrada em todos os pontos de amostragem do estudo antes e depois da introdução da espécie exótica. Mas apesar da espécie *H. punctatus* ter persistido à introdução de *P. maculicauda* e não ter desaparecido em nenhum dos pontos amostrados, foi observado que sua densidade reduziu em todos os pontos amostrais, após a chegada da espécie exótica (Figuras 18, 19, 20 21 e 22).

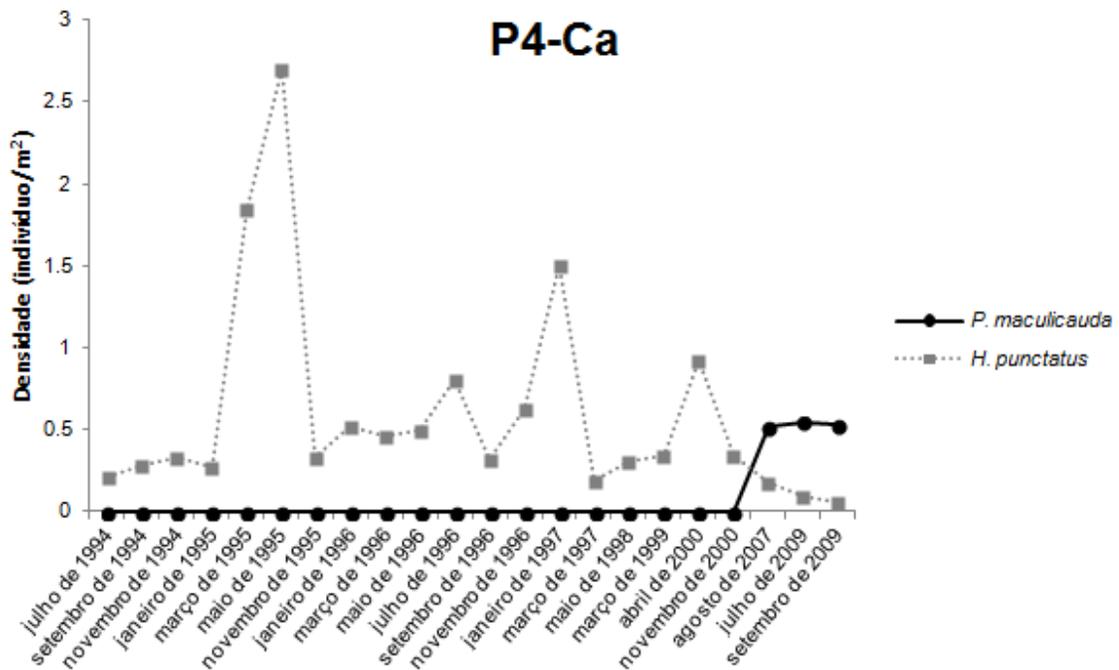
Houve uma correlação negativa ( $r$  de Spearman= -0,3818;  $p < 0,000001$ ;  $n = 159$ ) entre as densidades de *P. maculicauda* e *H. punctatus* para todo o período de amostragem.

Figura 18 - Variação temporal das densidades de *H. punctatus* e *P. maculicauda* no ponto amostral P5-U3, rio Ubatiba, Maricá, RJ.



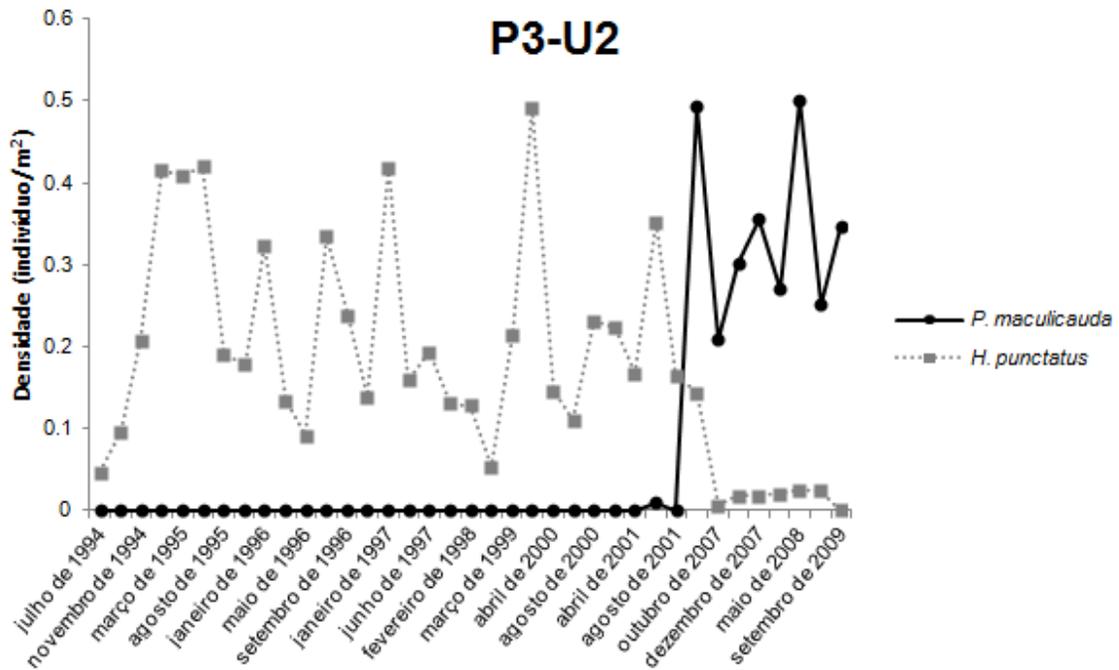
Nota: Foram excluídos, os anos e meses em que nenhuma das espécies foi registrada.

Figura 19 - Variação temporal das densidades de *H. punctatus* e *P. maculicauda* no ponto amostral P4-Ca, rio Ubatiba, Maricá, RJ.



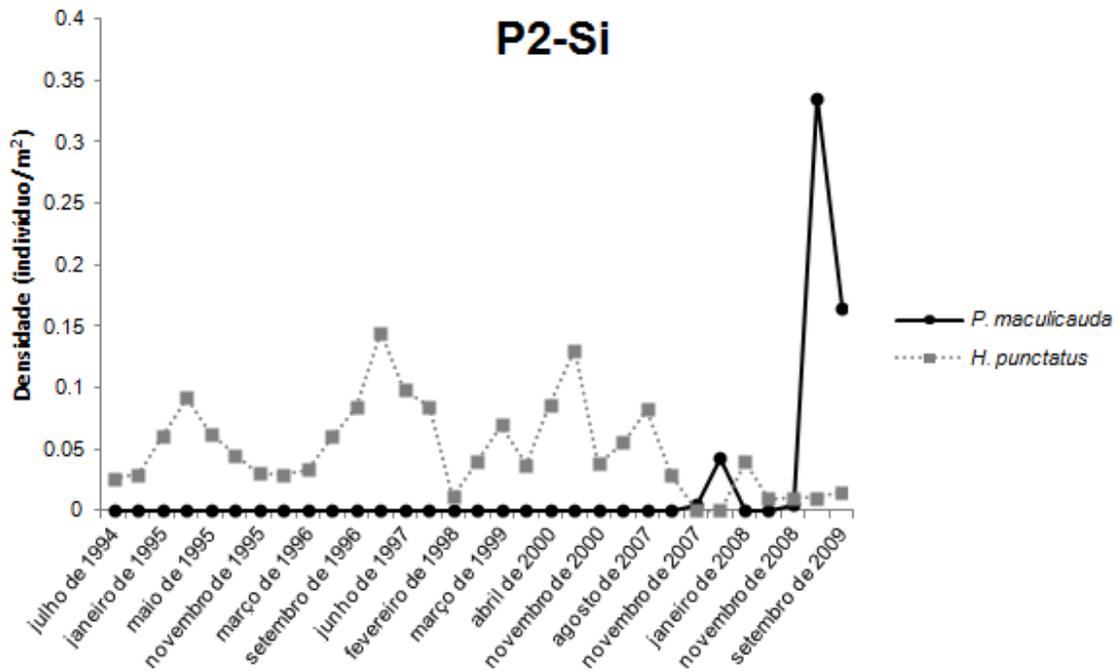
Nota: Foram excluídos, os anos e meses em que nenhuma das espécies foi registrada.

Figura 20 - Variação temporal das densidades de *H. punctatus* e *P. maculicauda* no ponto amostral P3-U2, rio Ubatiba, Maricá, RJ.



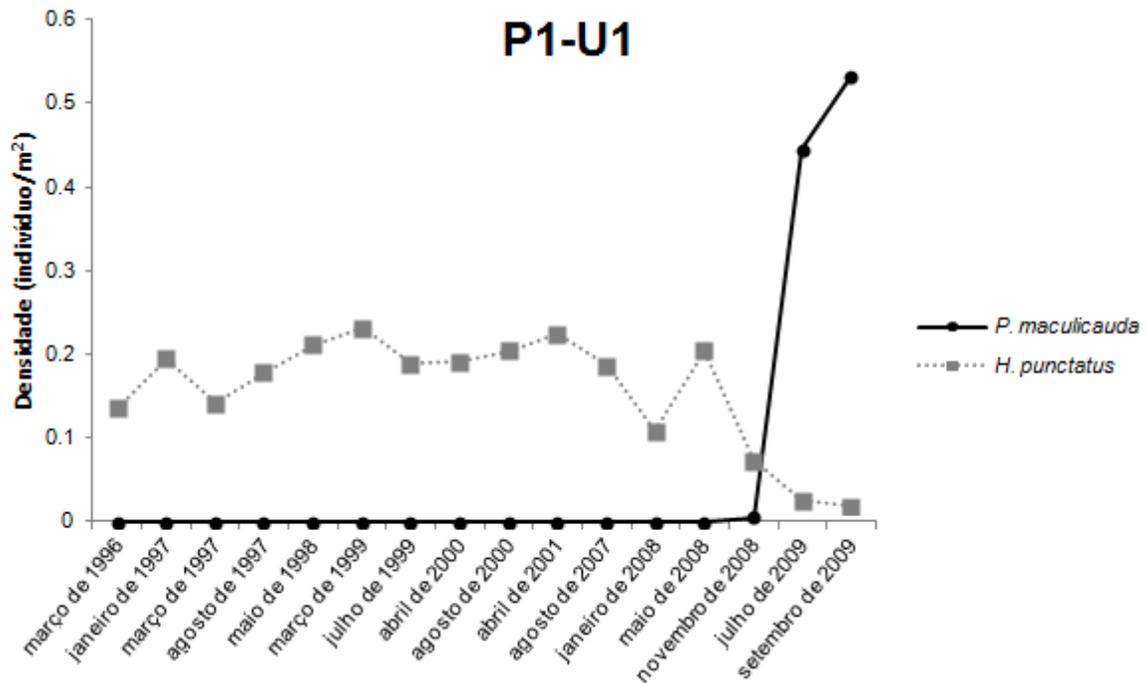
Nota: Foram excluídos, os anos e meses em que nenhuma das espécies foi registrada.

Figura 21 - Variação temporal das densidades de *H. punctatus* e *P. maculicauda* no ponto amostral P2-Si, rio Ubatiba, Maricá, RJ.



Nota: Foram excluídos, os anos e meses em que nenhuma das espécies foi registrada.

Figura 22 - Variação temporal das densidades de *H. punctatus* e *P. maculicauda* no ponto amostral P1-U1, rio Ubatiba, Maricá, RJ.



Nota: Foram excluídos, os anos e meses em que nenhuma das espécies foi registrada.

### 3.5 Discussão

A partir de amostragens realizadas entre julho de 1994 e setembro de 2009, foi possível inferir a rota de dispersão e analisar a distribuição e a densidade da espécie introduzida *P. maculicauda*, ao longo do tempo e do espaço, bem como, verificar se sua introdução teve efeitos sobre a distribuição e densidade da espécie nativa *H. punctatus*. Após ser introduzida e registrada pela primeira vez no ponto amostral mais baixo do rio, indivíduos de *P. maculicauda* se deslocaram, dispersando e colonizando novos trechos ao longo do rio. Ao final do estudo, esta espécie se encontrava distribuída em pontos baixos e altos do rio, evidenciando alta capacidade de dispersão, que em geral, é um fator determinante em processos de invasão (Rehage e Sih, 2004). Apesar da espécie somente ter sido registrada em outro ponto seis anos após o seu primeiro registro, isso não significa que a espécie tenha levado seis anos para chegar ao segundo ponto (P3-U2), uma vez que houve um intervalo nas amostragens entre 2003 e 2007.

Alguns trabalhos deixam implícita a contribuição dos movimentos na re(colonização) de comunidades, após episódios de seca (Fausch e Bramblett, 1991; Bayley e Osborne, 1993). Entretanto, outros estudos não encontraram relação entre os movimentos realizados e as taxas de colonização, ou verificaram que o movimento não foi o fator que melhor explicou o sucesso na colonização (Detenbeck *et al.*, 1992; Sheldon e Meffe, 1994; Sheldon e Meffe, 1990). Aspectos como a abundância e riqueza das espécies colonizadoras, por exemplo, foram indicados como

sendo determinantes à colonização. Entretanto, a falta de estudos, e conseqüentemente de dados, relativos aos movimentos de grande parte das espécies de peixes, dificulta a análise das relações existentes entre movimento e colonização (Albanese *et al.*, 2009), mesmo porque, uma colonização pode ser controlada por diversos fatores, em diferentes escalas (Sheldon e Meffe, 1994). O movimento, a abundância, a densidade, a distância da fonte, variações ambientais, estrutura dos habitats, entre outros, são aspectos que podem influenciar as taxas de sucesso em um processo de colonização (Fausch e Bramblett, 1991; Bayley e Osborne, 1993; Peterson e Bayley, 1993; Sheldon e Meffe, 1994; Sheldon e Meffe, 1990).

De acordo com dados de movimento obtidos no rio Ubatiba, a espécie *P. maculicauda* é capaz de empreender movimentos de longa distância (Mazzoni *et al.*, 2012), e se desloca tanto à montante quanto à jusante (ver segundo capítulo dessa dissertação). Sua capacidade de dispersão e a maneira como essa espécie respondeu às variações físicas, químicas e ecológicas, possivelmente, foram as características responsáveis pelo seu estabelecimento no rio Ubatiba.

Foi possível inferir a rota utilizada pela espécie, para sua dispersão e colonização, que se iniciou no ponto mais baixo e foi conquistando gradualmente, os pontos mais altos. As rotas de dispersão podem ser influenciadas por fatores como características físicas do habitat, morfologia da espécie e alterações antrópicas no ambiente. O conhecimento das rotas exatas de dispersão, utilizadas pelo peixe, ajuda a entender sua ecologia, a maneira como ele explora o habitat e auxilia o desenvolvimento de programas de controle, conservação e/ou manejo das espécies (Hohausová *et al.*, 2010).

Peixes ornamentais, comumente mantidos em aquários com fins educativos, estéticos ou de diversão (Ribeiro *et al.*, 2010), com sua grande variedade e quantidade, estão entre os grupos de vertebrados mais introduzidos em quase todos os continentes do mundo (Magalhães, 2007). A aquariofilia é responsável por muitas dessas introduções de peixes ornamentais em ambientes naturais onde não ocorriam previamente (Duggan, 2010). A espécie ornamental *P. maculicauda*, foi introduzida em 1995 no rio Ubatiba, possivelmente por praticantes de aquariofilia, apresentou uma densidade baixa em seu primeiro registro no rio, mas foi observado que a sua densidade aumentou em todos os trechos colonizados com o passar do tempo. Espécies exóticas podem competir com as nativas ou suprimir suas populações (Rehage e Sih, 2004; Davis *et al.*, 2005). As altas densidades registradas para a espécie introduzida e a redução das densidades da espécie nativa, indicam que a introdução de *P. maculicauda*, está influenciando negativamente a abundância da espécie nativa *H. punctatus*. Além disso, está se reproduzindo e mantendo população viável (Lima, 2012) podendo ser considerada nesse caso, como uma espécie exótica invasora.

Devido a algumas características e às condições toleradas pelos cascudos, tais como alta taxa de reprodução, territorialidade, cuidado parental, resistência à dessecação e a capacidade de utilizar o oxigênio atmosférico, populações desse grupo, quando introduzidas, podem colonizar um novo habitat rapidamente e com maior facilidade que outros peixes (Hoover *et al.*, 2004; Alfaro *et al.*, 2009). Foi registrada para a família Loricariidae, em todo o mundo, uma taxa de 80% de sucesso em processos de colonização a partir de introduções realizadas fora da sua área de distribuição natural (Bomford e Glover, 2004)

A espécie nativa *H. punctatus* foi encontrada ao longo do rio em todos os pontos amostrais antes da introdução da espécie exótica. Menezes e Caramaschi (2000) também verificaram que *H. punctatus* foi presente e persistente ao longo do rio Ubatiba, em amostragens realizadas entre junho de 1987 e julho de 1988. Ao fim do presente estudo, a espécie nativa persistiu no rio Ubatiba, apesar de ter sua densidade afetada, e foi encontrada em todos os pontos amostrais. Diante das prováveis mudanças e consequências da introdução de uma espécie invasora, é possível que as mesmas características de tolerância e resistência, inerentes ao grupo dos loricarídeos, que facilitam seu estabelecimento em novos habitats, estejam nesse caso, agindo em favor da persistência da espécie *H. punctatus* no rio.

Foi possível verificar que a colonização da espécie invasora impactou a espécie nativa. Entretanto, um estudo mais detalhado da biologia das duas espécies, bem como a análise das densidades e distribuições das demais espécies do rio, seria interessante para melhor avaliar a introdução da espécie *P. maculicauda* e seu impacto sobre a própria espécie *H. punctatus* (em outros aspectos, como reprodução, alimentação, etc.) e sobre toda a comunidade de peixes.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Os peixes podem alterar seu comportamento de deslocamento ao longo do seu ciclo de vida de acordo com estímulos e/ou pressões ambientais, condições impostas por sua morfologia e necessidades fisiológicas (Gowan & Fausch 1996, Rodriguez 2002, Albanese *et al.* 2004, Roberts & Angermeier 2007), dificultando a inferência de padrões gerais de movimento de peixes de riacho. Nesse sentido, muitos pesquisadores têm se dedicado a essa área da ecologia e desenvolvido (e adaptado) técnicas para esse tipo de pesquisa. As publicações têm aumentado, entretanto, ainda estão concentradas em poucos países, indicando a necessidade de promover pesquisas dessa natureza, principalmente na região tropical, cuja ampla biodiversidade ictiológica é reconhecida.

O estudo apresentado no segundo capítulo apresenta resultados que indicam diferentes padrões de frequência de movimento e de distâncias percorridas para as espécies estudadas. Tal variabilidade pode ser explicada por diversos fatores intrínsecos a cada espécie e a fatores ambientais, característicos do ecossistema que habitam (Gowan & Fausch 1996, Albanese *et al.* 2004, Roberts & Angermeier 2007). Dessa maneira, sugere-se que trabalhos mais detalhados, no nível de população, sejam realizados para compreender melhor as causas e as consequências de movimento de cada espécie em particular.

A frequência de movimentos e a distância percorrida por uma espécie também pode estar diretamente relacionada com comportamentos de dispersão e colonização. A capacidade que uma espécie introduzida em um novo ambiente tem de se dispersar, contribui com o sucesso no seu processo de colonização. Uma vez que esse novo ambiente é colonizado com sucesso, a permanência da espécie introduzida pode trazer prejuízos à comunidade pré-existente, caracterizando uma invasão por parte da espécie introduzida. Para que haja o controle no número de invasões em um ambiente e para prever e evitar futuras invasões, é necessário que se estude e que se conheça profundamente esse tipo de processo. Além disso, conhecer as características biológicas e ecológicas das espécies não nativas, bem como suas rotas de dispersão, pode contribuir para o melhor entendimento do processo de invasão, prever e evitar futuras introduções (Marchetti *et al.* 2004, Ribeiro *et al.*, 2008, Hohaiová *et al.* 2010).

## REFERÊNCIAS

- Adams SB, Warren ML. 2005. Recolonization by warmwater fishes and crayfishes after severe drought in Upper Coastal Plain Hill streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134: 1173-1192.
- Agostinho AA, Julio HFJr. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21: 36-44.
- Agostinho AA, Pelicice FM, Júlio HFJr. 2006. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: Unidades de conservação. In: Campos JB, Tossulino MGP, Müller CRC. Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, p.95-117.
- Agostinho CS, Pereira CR, Oliveira RJ, Freitas IS, Marques EE. 2007a. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology*, 5(2):161-167.
- Agostinho AA, Marques EE, Agostinho CS, Almeida DA, Oliveira RJ, Melo JRB. 2007b. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2):121-130.
- Albanese B, Angermeier PL, Dorai-Raj S. 2004. Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 857-869.
- Albanese B, Angermeier PL, Peterson JT. 2009. Does mobility explain variation in colonisation and population recovery among stream fishes? *Freshwater Biology*, 54:1444–1460.
- Alfaro RM, Fisher JP, Courtenay W, Martínez CR, Orbe-Mendoza A, Gallardo CE, Torres PA, Osorio PK, Balderas SC. 2009. Armored Catfish (Loricariidae) Trinational Risk Assessment. *Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Alien Invasive Species*, 25-37.
- Alves CBM, Silva LGM, Godinho AL. 2007. Radiotelemetry of a female jaú, *Zungaro jahu* (Ihering, 1898) (Siluriformes: Pimelodidae), passed upstream of Funil Dam, rio Grande, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 229-232.
- Andersen G, Hansen BH, Kirkegaard M. 2005. The use of transmitters in biological research. Bech, Claus - Institutt for biologi, Norwegian University of Science and Technology, 1-19.

Anderson JH, Kiffney PM, Pess GR, Quinn TP. 2008. Summer distribution and growth of juvenile coho salmon during colonization of newly accessible habitat. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137: 772–781.

Angelescu V, Gneri F.S. 1949. Adaptaciones del aparato digestivo al régimen alimenticio de algunos peces del río Uruguay y del río de la Plata. *Revista del Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales*, I(6): 162-272.

Angermeier PL, Karr JR. 1983. Fish communities among environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9: 117–135.

Antonio RR, Agostinho AA, Pelicice FM, Bailly D, Okada EK, Dias JHP. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 177-184.

Aparicio E, Sostoa A. 1999. Pattern of movements of adult *Barbus haasi* in a small Mediterranean stream. *Journal of Fish Biology*, 55: 1086-1095.

Armbruster JW. 2004. Phylogenetic relationships of the suckermouth armoured catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and the Ancistrinae. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 141: 1–80.

Avenetti LD, Robinson, AT, Cantrell CJ. 2006. Short-term effectiveness of constructed barriers at protecting apache trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 26: 213–216.

Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá river, upper Pantanal. *Brazilian River Research and Applications*, 24: 1218-1229.

Barbour CD, Brown JH. 1974. Fish species diversity in lakes. *The American Naturalist*, 108 (962): 473-489.

Barletta M, Saint-Paul U, Amaral CS, Corrêa MF, Guebert, F, Dantas DV, Lorenzi L. 2008. Factors affecting seasonal variations in fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical mangrove fringed estuary. *Journal of Fish Biology*, 73, 1314–1336.

Bartholomew S. 1977. National Systems of Biotechnology Innovation: complex interdependence in the global system. *Journal of International Business Studies*, Vol. 28, No. 2: 253.

Bayley PB, Osborne LL. 1993. Natural rehabilitation of stream fish populations in an Illinois catchment. *Freshwater Biology*, 29: 295-300.

- Beland KF, Kocik JF, Sande JV, Sheehan TF. 2001. Striped bass predation upon atlantic salmon smolts in maine. *Northeastern Naturalist*, 8(3): 267-274.
- Benson RL, Turo S, McCovey JR BW. 2007. Migration and movement patterns of green sturgeon (*Acipenser medirostris*) in the Klamath and Trinity rivers, California, USA. *Environmental Biology of Fishes*, 79: 269–279.
- Bettinger JM, Bettoli PW. 2002. Fate, dispersal, and persistence of recently stocked and resident rainbow trout in a Tennessee tailwater. *North American Journal Of Fisheries Management*, 22: 425–432.
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecology & Evolution*, 26: 333–339.
- Blob RW, Rai R, Julius ML, Schoenfuss HL. 2006. Functional diversity in extreme environments: effects of locomotor style and substrate texture on the waterfall climbing performance of Hawaiian gobiid fishes. *Journal of Zoology*, 268: 315–324.
- Bomford M, Glover J. 2004. Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish. A report produced by the Bureau of Rural Sciences for the Department of Environment and Heritage. Australian Government. pp 125.
- Bouska WW, Paukert CP. 2009. Road crossing designs and their impact on fish assemblages of great plains streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139: 214–222.
- Breen MJ, Ruetz CR, Thompson KJ, Kohler SL. 2009. Movements of mottled sculpins (*Cottus bairdii*) in a Michigan stream: how restricted are they? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66: 31-41.
- Bryant MD, Lukey MD, McDonnell JP, Gubernick RA, Aho RS. 2009. Seasonal Movement of Dolly Varden and Cutthroat Trout with Respect to Stream Discharge in a Second-Order Stream in Southeast Alaska. *North American Journal Of Fisheries Management*, 29: 1728-1742.
- Buckup PA, Menezes NA, Ghazzi MS. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional. 195p.
- Burt WH. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346-352.

- Byrne CJ, Poole R, Rogan G, Dillane M, Whelan KF. 2003. Temporal and environmental influences on the variation in Atlantic salmon smolt migration in the Burrishoole system 1970–2000. *Journal of Fish Biology*, 63: 1552–1564.
- Carol J, Zamora L, García-Berthou E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 450–456.
- Carvalho TP, Reis RE. 2011. Taxonomic review of *Hisonotus* Eigenmann e Eigenmann (Siluriformes: Loricariidae: Hypoptopomatinae) from the laguna dos Patos system, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(1): 1-48.
- Carvalho-Souza GF, Browne-Ribeiro HC, Nascimento IA, Cerqueira RS, Tinôco MS. 2010. Avaliação do Implante Visível de Elastômero Fluorescente (VIFE) em *Tricogaster trichopterus* (Pallas, 1770) em cativeiro, incluindo informações sobre a técnica utilizada. *Revista Brasileira de Biociências*, 8(1).
- Casatti, L. 2002. Alimentação do peixes de um riacho do parque estadual morro do diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropical*, 2(2): 1-14.
- Connor WP, Marshall AR, Bjornn TC, Burge HL. 2001. Growth and long-range dispersal by wild subyearling spring and summer chinook salmon in the Snake river basin, *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(6): 1070-1076.
- Cooke SJ, Hinch SG, Wikelski M, Andrews RD, Kuchel LJ Wolcott TG, Butler PJ. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(6): 334-343.
- Cooper EL. 1953. Periodicity of growth and change of condition of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in three Michigan trout streams. *Copeia*, 107-114.
- Costa WJEM. 1984. Peixes fluviais do sistema lagunar de Maricá, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica*, 7: 65-72.
- Craig PC, Poulin VA. 1975. Movements and growth of Arctic grayling (*Phymalkus arcticus*) and juvenile Arctic char (*Salvelinus alpinus*) in a small Arctic stream, Alaska. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 689-697.
- Crook DA. 2004. Is the home range concept compatible with the movements of two species of lowland river fish? *Journal of Animal Ecology*, 73: 353-366.

- Curry RA, Doherty CA, Jardine TD, Currie SL. 2007. Using movements and diet analyses to assess effects of introduced muskellunge (*Esox masquinongy*) on Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Saint John River, New Brunswick. *Environmental Biology of Fishes*, 79: 49–60.
- Daniels RA, Morse RS, Sutherland JW, Bombard RT, Boylen CW. 2008. Fish Movement Among Lakes: Are Lakes Isolated? *Northeastern Naturalist*, 15: 577–588.
- Davis SM, Gaier EE, Loftus WF, Huffman AE. 2005. Southern marl prairies conceptual ecological model. *Wetlands*, 25: 821–831.
- Deacon AE, Ramnarine IW, Magurran AE. 2011. How reproductive ecology contributes to the spread of a globally invasive fish. *Plos One*, 6(9): e24416.
- Delariva RL, Agostinho AA. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum*, 21(2):255-262.
- Dephily MM, Diana JS, Smith D. 2005. Movement of walleye in an impounded reach of the Au Sable River, Michigan. *Environmental Biology of Fishes*, 72(4): 455-463.
- Detenbeck NE, Devore PW, Niemi GJ, Lima A. 1992. Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management*, 16: 33-53.
- Duggan IC. 2010. The freshwater aquarium trade as a vector for incidental invertebrate fauna. *Biological Invasions*, 12: 3757-3770.
- Duggan IC, Macisaac HJ, Rixon CAM. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions*, 8, 377-382.
- Elsdon TS, Gillanders BM. 2003. Reconstructing migratory patterns of fish based on environmental influences on otolith chemistry. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13(3): 217-235.
- Fausch KD, Bramblett RG. 1991. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a western great plains river. *Copeia*, (3): 659-674.
- Fernandez DR, Agostinho AA, Bini LM, Pelicice FM. 2007. Diel variation in the ascent of fishes up an experimental fish ladder at Itaipu Reservoir: fish size, reproductive stage and taxonomic group influences. *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 215-222.

Ficetola GF, Thuiller W, Miaud C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of problematic alien invasive species—the American bullfrog. *Diversity and Distributions*, 13(4): 476–485.

Fischer S, Kummer H. 2000. Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia* 422/423: 305–317.

Forbes, SA. 1925. The lake as a microcosm. *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 15:537–550.

Fox DA, Hightower JE, Parauka FM. 2000. Gulf sturgeon spawning migration and habitat in the Choctawhatchee river system, Alabama–Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 811–826.

Fraser DF, Gilliam JF, Albanese BW, Snider SB. 2006. Effects of temporal patterning of predation threat on movement of a stream fish: evaluating an intermediate threat hypothesis. *Environmental Biology of Fishes*, 76: 25–35.

Garavello JC, Garavello JP. 2004. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacépède with bottom of Rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe, Brazil (Pisces, Loricariidae, Hypostominae). *Brazilian Journal of Biology*, 64 (3b): 591-598.

Geist DR, Brown RS, Cullinan V, Brink SR, Lepla K, Bates P, Chandler JA. 2005. Movement, swimming speed, and oxygen consumption of juvenile white sturgeon in response to changing flow, water temperature, and light level in the Snake River, Idaho. *Transactions Of The American Fisheries Society*, 134: 803–816.

Gerking SD. 1953. Evidence for the concepts of home range and territory in stream fishes. *Ecology*, 34: 347–365.

Gerking SD. 1959. The restricted movement of fish populations. *Biological Review*, 34: 221–242.

Gibson RJ. 1978. The behavior of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brook trout, *Salvelinus fontinalis*, with regard to temperature and to water velocity. *Transactions American Fisheries Society*, 107: 703-712.

Gido KB, Brown JH. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biology*, 42: 387-399.

- Gilliam JF, Fraser DF. 2001. Movement in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. *Ecology*, 82(1): 258-273.
- Goulding M. 1980. *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian Natural History*. Berkeley, University of California Press. 280p.
- Gowan C. 2007. Short-term cues used by foraging trout in a California stream. *Environmental Biology of Fishes*, 78: 317-331.
- Gowan C, Fausch K. 2002. Why do foraging stream salmonids move during summer? *Environmental Biology of Fishes*, 64: 139-153.
- Gowan C, Fausch KD. 1996a. Long-term demographic responses of trout populations to habitat manipulations in six Colorado streams. *Ecological Applications*, 6: 931–946.
- Gowan C, Fausch KD. 1996b. Mobile brook trout in two high-elevation Colorado streams: re-evaluating the concept of restricted movement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 1370–1381.
- Gowan C, Young MK, Fausch KD, Riley SC. 1994. Restricted movement in resident stream salmonids: A paradigm lost? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2626–2637.
- Gozlan RE. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9:106–115.
- Grabowski TB, Isely JJ. 2008. Size of spawning population, residence time, and territory shifts of individuals in the spawning aggregation of a riverine catostomid. *Southeastern Naturalist* 7(3): 475–482.
- Gross MR, Coleman RM, McDowall RM. 1988. Aquatic productivity and the evolution of diadromous fish migration. *Science*, 239: 1291–1293.
- Hafs AW, Gagen CJ. 2010. Smallmouth bass summer habitat use, movement, and survival in response to low flow in the Illinois Bayou, Arkansas. *North American Journal of Fisheries Management*, 30: 604–612.
- Hahn L, Agostinho AA, English KK, Carosfeld J, Câmara LF, Cooke SJ. 2011. Use of radiotelemetry to track threatened dorados *Salminus brasiliensis* in the upper Uruguay River, Brazil. *Endangered Species Research*, 15: 103–114.

Hansen A, Closs GP. 2005. Diel activity and home range size in relation to food supply in a drift-feeding stream fish. *Behavioral Ecology*, 16(3): 240-248.

Hartman GF. 1963. Observations on behavior of juvenile brown trout in a stream aquarium during winter and spring. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 20: 769-787.

Haskell JP, Ritchie ME, Olf H. 2002. Fractal geometry predicts varying body size scaling relationships for mammal and bird home ranges. *Nature*, 418: 527-529.

Havey KA. 1980. Stocking rate and the growth and yield of landlocked Atlantic salmon at Long Pond, Maine. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109, 502–510.

Hayne DW. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*, 30: 1-18.

Henriques R, Sousa V, Coelho M. 2010. Migration patterns counteract seasonal isolation of *Squalius torgalensis*, a critically endangered freshwater fish inhabiting a typical Circum-Mediterranean small drainage. *Conservation Genetics*, 11: 1859-1870.

Hering DK, Bottom DL, Prentice EF, Jones KK, Fleming IA. 2010. Tidal movements and residency of subyearling Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in an Oregon salt marsh channel. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 524–533.

High B, Meyer KA. 2009. Survival and Dispersal of Hatchery Triploid Rainbow Trout in an Idaho River. *North American Journal Of Fisheries Management*, 29: 1797–1805.

Hilderbrand RH, Kershner JL. 2000. Movement patterns of stream-resident cutthroat trout in beaver creek, Idaho–Utah. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 1160–1170.

Hillman TW, Griffith JS, Platts WS. 1987. Summer and winter habitat selection by juvenile chinook salmon in a highly sedimented Idaho stream. *Transactions American Fisheries Society*, 116: 185-195.

Hirschmann A, Fialho BC, Grillo HCZ. 2011. Reprodução de *Hemiancistrus punctulatus* Cardoso e Malabarba, 1999 (Siluriformes: Loricariidae) no sistema da laguna dos Patos: uma espécie de ambiente lótico frente às alterações provocadas por represamentos. *Neotropical Biology and Conservation*, 6(3): 250-257.

Hohausová E, Lavoy RJ, Allen MS. 2010. Fish dispersal in a seasonal wetland: influence of anthropogenic structures. *Marine and Freshwater Research*, 61: 682-694.

Hoover JJ, Killgore KJ, Cofrancesco AF. 2004. Suckermouth Catfishes: Threats to Aquatic Ecosystems of the United States? ANSRP Bulletin, 4(1): 1-13.

Huey RB, Pianka ER. 1981. Ecological consequences of foraging mode. Ecology, 62 (4): 991-999.

Hunt RL. 1969. Overwinter survival of wild fingerling brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin, Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 26: 1473-2483.

Hyvarinen P, Sutela T, Orhonen, P. 2000. Combining fishery protection with stocking of landlocked salmon, *Salmo salar* L.: an effort to gain bigger yield and individual size. Fisheries Management and Ecology, 7: 503–514.

Iucn. 2006. The World Conservation Union – IUCN. Disponível em: <[www.iucn.org](http://www.iucn.org).> Acesso em: 15 nov. 2012.

James DA, Erickson JW, Barton BA. 2007. Brown trout seasonal movement patterns and habitat use in an urbanized South Dakota stream. North American Journal Of Fisheries Management, 27:978–985.

Josephson DC, Robinson JM. 2008. Long-term retention and visibility of visible implant elastomer tags in brook trout. North American Journal of Fish Management 28:1758–1761.

Jungwirth M, Schmutz S, Weiss S. 1998. Fish Migration and Fish Bypasses. Fishing News Books, Oxford.

Kaifu K, Tamura M, Aoyama J, Tsukamoto K. 2010. Dispersal of yellow phase japanese eels *Anguilla japonica* after recruitment in the Kojima Bay-Asahi river system, Japan. Environmental Biology of Fishes, 88: 273–282.

Keith P. 2003. Biology and ecology of amphidromous Gobiidae of the Indo-Pacific and the Caribbean regions. Journal of Fish Biology, 63: 831–847.

Knaepkens G, Baekelandt K, Eens A. 2005. Assessment of the movement behaviour of the bullhead (*Cottus gobio*), an endangered European freshwater fish. Animal Biology, 55: 219–226.

Kohda M. 1991. Intra- and interspecific social organization among three herbivorous cichlid fishes in lake Tanganyika. Japanese Journal of Ichthyology, 38: 147-163.

Kohda M, Mboko SK. 1994. Aggressive Behaviours Of Territorial Cichlid Fishes Against Larger Heterospecific Intruders. African Study Monographs, 15(2): 69 -75.

Krebs CJ. 2001. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. Benjamin Cummings: San Francisco. p. 130.

Kuhn KM, Hubert WA, Johnson K, Oberlie D, Dufek D. 2008. Habitat use and movement patterns by adult saugers from fall to summer in an unimpounded small-river system. North American Journal Of Fisheries Management, 28:360–367.

Larimore RW, Childers WE, Heckrotte C. 1959. Destruction and re-establishment of stream fish and invertebrates affected by drought. Transactions of the American Fisheries Society, 88: 261-285.

Leal ME, Barbosa AS, Schulz UH. 2012. Uso de Implante Visual Fluorescente de Elastômero (VIFE) na marcação de pequenos peixes de água doce tropicais. Biotemas, 25 (3): 311-315.

Leprieur F, Beauchard O, Blanchet S, Oberdorff T, Brosse S. 2008. Fish invasions in the world's river systems: When natural processes are blurred by human activities. PLoS Biology, 6(2): e28.

Lima FB. 2012. Reprodução de peixes de riachos: Uma abordagem comparativa entre as estratégias “r” e “k” [dissertação de mestrado]. [Rio de Janeiro (RJ)]: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 58p.

Lima RN, Freire RCS, Deep GS. 1990. Sistema de telemetria bidirecional com aplicações em biomédica. Revista Brasileira de Engenharia Biomédica, 7(1): 499-510.

Loebmann D, Vieira JP. 2005. Composição e abundância dos peixes do parque nacional da lagoa do peixe, Rio Grande do Sul, Brasil e comentários sobre a fauna acompanhante de crustáceos decápodos. Atlântica, 27(2): 131-137.

Lovett GM, Jones CG, Turner MG, Weathers KC. 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer, New York, USA.

Lucas MC, Baras E. 2001. Migration of Freshwater Fish. pp. 204-206. London: Blackwell Science Ltd.

Lundqvist H, Rivinoja P, Leonardsson K, McKinnell S. 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. Hydrobiologia 602: 111–127.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological Applications, 10: 689-710.

- Magalhães ALB. 2007. Novos registros de peixes exóticos para o Estado de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(1): 250-252.
- Makrakis S, Makrakis MC, Wagner RL, Dias JHP, GOMES LC. 2007a. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species, *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 197-204.
- Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, Xavier AMM, Fontes HM, Morlis WG. 2007b. Migratory movements of pacu, *Piaractus mesopotamicus*, in the highly impounded Parana River, *Journal Applied Ichthyology*, 23: 700-704.
- Makrakis MC, Miranda LE, Makrakis S, Fernandez DR, Garcia JO, Iass JHP. 2007c. Movement patterns of armado, *Pterodoras granulosus*, in the Parana River Basin, *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 410-416.
- Marchetti MP, Moyle PB, Levine R. 2004. Alien Fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. *Ecological Applications*, 14, 587-596.
- Marcucci KMI, Orsi ML, Shibatta OA. 2005. Abundance and reproductive aspects of *Loricarichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) in four sections of the Capivara Reservoir, river Paranapanema. *Iheringia*, 95: 197-203.
- Martin-Smith KM, Armstrong JD. 2002. Growth rates of wild stream-dwelling Atlantic salmon correlate with activity and sex but not dominance. *Journal of Animal Ecology*, 71: 413-423.
- Martin-Smith KM, Laird LM, Bullough L, Lewis MG. 1999. Mechanisms of maintenance of tropical freshwater fish communities in the face of disturbance. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 354 (1391): 1803-1810.
- Mather ME, Finn JT, Ferry KH, Deegan LA, Nelson GA. 2009. Use of non-natal estuaries by migratory striped bass (*Morone saxatilis*) in summer. *Fishery Bulletin*, 107(3): 329-338.
- Mazzoni R, Lobón-Cerviá J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a Neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar (South-East Brazil). *Ecography*, 23: 588-602.
- Mazzoni R, Costa LDS. 2007. Feeding ecology of stream-dwelling fishes from a coastal stream in the Southeast of Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(4): 627-635.
- Mazzoni R, Iglesias-Rios R. 2012. Movement patterns of stream-dwelling fishes from Mata Atlântica, Southeast Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 60 (4): 1837-1846.

- Mazzoni R, Fenerich-Verani NE, Caramaschi EP. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 60(2): 205-216.
- Mazzoni R, Schubart SA, Iglesias-Rios R. 2004. Longitudinal segregations of *Astyanax janeiroensis* in Rio Ubatiba: a Neotropical stream of south-east Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, 13: 231-234.
- Mazzoni R, Mendonça RS, Caramaschi EP. 2005. Reproductive biology *Astyanax janeiroensis* (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá, RJ, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65: 643-649.
- Mazzoni R, Fenerich-Verani N, Caramaschi EP, Iglesias-Rios R. 2006. Stream-dwelling fish communities from an Atlantic rain forest drainage. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 249-256.
- Mehanna M, Penha J. 2011. Fatores abióticos que afetam a distribuição do gênero *Astyanax* Baird e Girard, 1854 em riachos de cabeceiras de Chapada dos Guimarães, Bacia do rio Cuiabá, Mato Grosso. *Bioscience Journal*, 27(1): 125-137.
- Meka JM, Knudsen EE, Douglas DC, Benter RB. 2003. Variable migratory patterns of different rainbow trout life history types in a southwest Alaska watershed. *Transactions of American Fisheries Society*, 132: 717-732.
- Mellina E, Hinch SG, Mackenzie KD. 2005. Seasonal movement patterns of stream-dwelling rainbow trout in north-central British Columbia, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134:1021-1037.
- Menezes MS, Caramaschi EP. 2000. Longitudinal distribution of *Hypostomus punctatus* (Osteichthyes, Loricariidae) in a coastal stream from Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(2): 229-233.
- Meyer L. 2001. Spawning migration of grayling *Thymallus thymallus* (L., 1758) in a Northern German lowland river. *Arch. Hydrobiol.* 152: 99-117.
- Meyer L, Hinrichs D. 2000. Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 297-306.
- Millard MJ, Smith DR, Obert E, Grazio J, Bartron ML, Wellington C, Grisè S, Rafferty S, Wellington R, Julian S. 2009. Movements of brown bullheads in presque Isle Bay, Lake Erie, Pennsylvania. *Journal of Great Lakes Research*, 35(4): 613-619.

- Montoya-Burgos JI. 2003. Historical biogeography of the catfish genus *Hypostomus* (Siluriformes: Loricariidae), with implications on the diversification of Neotropical ichthyofauna. *Molecular Ecology*, 2: 1855-1867.
- Moyle PB, Light T. 1996. Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78:149–161.
- Mueller GA, Marsh PC, Foster D, Ulibarri M, Burke T. 2003. Factors influencing poststocking dispersal of Razorback sucker. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 270–275.
- Nathan R, Getz WM, Revilla E, Holyoak M, Kadmon R, Saltz D, Smouse PE. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research *PNAS* 105 (49): 19052-19059.
- Nathan R. 2008. An emerging movement ecology paradigm. *PNAS*, 105: 19050-19051.
- Natsumeda T. 2007. Movement patterns of japanese fluvial sculpin *Cottus pollux* in a headwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 1769–1777.
- Neiff JJ. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15(6): 424-441.
- Neufeld MD, Rust PJ. 2009. Using passive sonic telemetry methods to evaluate dispersal and subsequent movements of hatchery-reared white sturgeon in the Kootenay River. *Journal of Applied Ichthyology*. 25 (Suppl. 2): 27–33.
- Norman JR, Hagler MM, Freeman MC, Freeman BJ. 2009. Application of a Multistate Model to Estimate Culvert Effects on Movement of Small Fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 826–838.
- Nunn AD, Copp GH, Vilizz L, Carter MG. 2010. Seasonal and diel patterns in the migrations of fishes between a river and a floodplain tributary *Ecology of Freshwater Fish*, 19: 153–162.
- O'Connor JP, O'Mahony DJ, O'Mahony JM, Glenane TJ. 2006. Some impacts of low and medium head weirs on downstream fish movement in the Murray–Darling Basin in southeastern Australia. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 419–427.
- Orsi ML, Agostinho AA. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(2): 557 - 560.

- Osunkoya OO, Polo C, Alan NA. 2011. Invasion impacts on biodiversity: responses of ant communities to infestation by cat's claw creeper vine, *Macfadyena unguis-cati* (Bignoniaceae) in subtropical Australia. *Biological Invasions*, 13: 2289–2302, 2011.
- Ovidio M, Philippart JC. 2008. Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. *Journal of Applied Ichthyology*. 24: 256–262.
- Ovidio M, Detaille A, Bontinck C, Philippart JC. 2009. Movement behaviour of the small benthic Rhine sculpin *Cottus rhenanus* (Freyhof, Kottelat & Nolte, 2005) as revealed by radio-telemetry and pit-tagging. *Hydrobiologia* 636: 119–128.
- Parsons BG, Reed JR. 2005. Movement of black crappies and bluegills among interconnected lakes in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 25:689–695.
- Paukert CP, Fisher WL. 2001. Spring movements of paddlefish in a prairie reservoir system. *Journal of Freshwater Ecology*. 16(1): 113-124.
- Paukert CP, Coggins Jr LG, Flaccus CE. 2006. Distribution and movement of humpback chub in the Colorado river, Grand Canyon, based on recaptures. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135:539–544.
- Peres-Neto PR, Bizerril CRSF, Iglesias R. 1995. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. In *Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros* (F.A. Esteves, ed.). PPGE – UFRJ, Rio de Janeiro, p. 317-334.
- Pesoa NA, Schulz UH. 2010. Diel and seasonal movements of grumatã *Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1836) (Characiformes: Prochilodontidae) in the Sinos River, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*,. 70(4): 1169-1177.
- Peterson JT, Bayley PB. 1993. Colonization rates of fishes in experimentally defaunated warmwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122: 199-207.
- Petty JT, Grossman GD. 2004. Restricted movement by mottled sculpin (Pisces: Cottidae) in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology*, 49: 631-645.
- Piazzini S, Cianfanelli S, Favilli L, Lori E, Manganelli G, Vanni S. 2010. A tropical fish community in thermal waters of Southern Tuscany. *Biological Invasions*, 12, 2959-2965.

Pinto MP, Bini LM. 2008. Vieses geográficos e taxonômicos nas pesquisas sobre seleção de reservas: uma análise quantitativa de 1992 a 2004. *Natureza e Conservação*, 6(1): 35-45.

Pinto MP, Grelle CEV. 2009. Seleção de reservas: estudos na América do Sul e revisão de conceitos. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3): 498-517.

Pluym JLV, Eggleston DB, Levine JF. 2008. Impacts of Road Crossings on Fish Movement and Community Structure. *Journal of Freshwater Ecology*, 23(4):565-574.

Poole WR, Whelan KF, Dillane MG, Cooke DJ, Matthews M. 1996. The performance of sea trout, *Salmo trutta* L., stocks from the Burrishoole system, western Ireland, 1970–1994. *Fisheries Management and Ecology*, 3: 73–92.

Porter JH, Dooley Jr JL. 1993. Animal Dispersal Patterns: A Reassessment of Simple Mathematical Models. *Ecology*, 74(8): 2436-2443.

Porto L, McLaughlin R, Noakes D. 1999. Low-head barrier dams restrict the movements of fishes in two lake Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 4:1028–1036.

Radabaugh NB, Bauer WF, Brown ML. 2010. A Comparison of Seasonal Movement Patterns of Yellow Perch in Simple and Complex Lake Basins. *North American Journal of Fisheries Management*, 30: 179–190.

Rakowitz G, Berger B, Kubecka J, Keckeis H. 2008. Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 502–514.

Rehage JS, Sih A. 2004. Dispersal behavior, boldness, and the link to invasiveness: a comparison of four *Gambusia* species. *Biological Invasions*, 6: 379–391.

Reis RE, Pereira EHL. 2000. Three New Species of the Loricariid Catfish Genus *Loricariichthys* (Teleostei: Siluriformes) from Southern South America. *Copeia*, 4:1029-1047.

Ribeiro FAS, Lima MT, Fernandes CJBK. 2010. Panorama do mercado de organismos aquáticos ornamentais. *Boletim Ablimno*, 38 (2).

Richter-Boix A, Garriga N, Montori A, Franch M, Sebastián OS, Villero D, Llorente GA. 2012. Effects of the non-native amphibian species *Discoglossus pictus* on the recipient amphibian community: niche overlap, competition and community organization. *Biological Invasions*, 1-17.

- Riley SC, Fausch KD. 1992. Underestimation of trout population size by maximum-likelihood removal estimates in small streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 12: 768-776.
- Riley SC, Fausch KD, Gowan C. 1992. Movement of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in four small subalpine streams in northern Colorado. *Ecology of Freshwater Fishes*, 1:112-122.
- Riley WD, Maxwell DL, Pawson MG, Ives MJ. 2009. The effects of low summer flow on wild salmon (*Salmo salar*), trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in a small stream. *Freshwater Biology*, 54: 2581-2599.
- Rimmer DM, Paim U, Saunders RL. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 671-680.
- Rincón PA. 1999. Uso do micro-hábitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. Pp 23-90. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR. (Eds). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Roberts J, Angermeier P. 2007. Spatiotemporal variability of stream habitat and movement of three species of fish. *Oecologia*, 151: 417-430, 2007.
- Roberts JH, Rosenberger AE, Albanese BW, Angermeier PL. 2008. Movement patterns of endangered Roanoke logperch (*Percina rex*). *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 374-381.
- Rodríguez JP. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biological Conservation*, 10: 1983-1996.
- Rodríguez MA. 2002. Restricted movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. *Ecology*, 83: 1-13.
- Rosso JJ Quirós R. 2010. Patrones de desplazamientos reproductivos en el pejerre y *Odontesthes bonariensis*. *Interciencia*, 35(6): 407-413.
- Roussel JM, Cunjak RA, Newbury R, Caissie D, Haro A. 2004. Movements and habitat use by PIT-tagged Atlantic salmon parr in early winter: the influence of anchor ice. *Freshwater Biology*, 49: 1026-1035.
- Rustadbakken A, L'Abée-Lund JH, Arnekleiv JV, Kraabol M. 2004. Reproductive migration of brown trout. in a small Norwegian river studied by telemetry. *Journal of Fish Biology*, 64: 2-15.

- Saiget DA, Sloat MR, Reeves GH. 2007. Spawning and movement behavior of migratory coastal cutthroat trout on the western Copper river delta, Alaska. *North American Journal of Fisheries Management*, 27: 1029–1040.
- Santana MLC, Ribeiro de Paula E, Rosa FM. 2012. Estudo cienciométrico e etnobotânico sobre uma planta medicinal do cerrado mama-cadela (*Brosimum gaudichaudii* Trécul). *Revista de Biologia e Farmácia*, 7(2): 119-134.
- Santos GM, Jégu M, Merona B. 1984. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Projeto Tucuruí. Manaus, Eletronorte, 83 p.
- Saraniemi M, Huusko ARI, Tahkola H. 2008. Spawning migration and habitat use of adfluvial brown trout, *Salmo trutta*, in a strongly seasonal boreal river. *Boreal Environmental Research* 13: 121-132.
- Schaefer SA. 1987. Osteology of *Hypostomus plecostomus* (Linnaeus), with a phylogenetic analysis of the loricariid subfamilies (Pisces, Siluroidei). *Contr. Science, Natural History Mus. Los Angeles County*, 394: 1-31.
- Schaefer SA. 1996. Type designations for some Steindachner loricariid material (Siluriformes: Loricariidae) in the Natural History Museum, Vienna. *Copeia*, (4): 1031-1035.
- Schaefer SA. 2003. Loricariidae - Hypoptopomatinae (Armored catfishes). p. 321-329. In R.E. Reis, S.O. Kullander AND C.J. Ferraris, JR. (eds.) *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil.
- Schlosser IJ. 1991. Stream fish ecology: A landscape perspective. *BioScience*, 41: 704–712.
- Schmalz PJ, Hansen MJ, Holey ME, McKee PC, Toney M. 2002. Lake trout movements in Northwestern Lake Michigan. *North American Journal of Fisheries Management*, 22:737–749.
- Schmetterling DA, Adams SB. 2004. Summer Movements within the Fish Community of a small Montane stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 1163–1172.
- Schoenfuss HL, Blob RW. 2003. Kinematics of waterfall climbing in Hawaiian freshwater fishes (Gobiidae): vertical propulsion at the aquatic-terrestrial interface. *Journal of Zoology*, 261: 191–205.
- Schrank AJ, Rahel FJ. 2006. Factors influencing summer movement patterns of Bonneville cutthroat trout (*Oncorhynchus clarkia utah*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 660–669.

Schwanke CJ, Hubert WA. 2003. Structure, abundance, and movements of an allacustrine population of rainbow trout in the Naknek river, Southwest Alaska. *Northwest Science*, 77(4): 340-348.

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

Sheldon AL, Meffe GK. 1990. Post-defaunation recovery of fish assemblages in southeastern blackwater streams. *Ecology*, 71(2): 657-667.

Sheldon AL, Meffe GK. 1994. Short-Term Recolonization by Fishes of Experimentally Defaunated Pools of a Coastal Plain Stream. *Copeia*, (4): 828-837.

Siqueira JC. 2006. Bioinvasão vegetal: dispersão e propagação de espécies nativas e invasoras exóticas no campus da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (Puc-Rio). *Botânica*, 57: 319-330.

Skalski GT, Gilliam JF. 2000. Modeling diffusive spread in a heterogeneous population: a movement study with stream fish. *Ecology*, 81: 1685.

Skinner MA, Courtenay SC, Parker WR, Curry RA. 2005. Site fidelity of mummichogs (*Fundulus heteroclitus*) in an Atlantic Canadian estuary. *Water Quality Research Journal of Canada*, 40(3): 288–298.

Slavík O, Bartos L, Mattas D. 2005. Does stream morphology predict the home range size in burbot? *Environmental Biology of Fishes*, 74: 89–98.

Slavík O, Bartos L, Horký P. 2009. Effect of river fragmentation and flow regulation on occurrence of landlocked brown trout in a fish ladder. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 67–72.

Smith MW, Saunders JW. 1958. Movements of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill) between and within fresh and salt water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 15(8): 1403-1449.

Smithson EB, Johnston CE. 1999. Movement patterns of stream fishes in a Ouachita Highlands stream: an examination of the restricted movement paradigm. *Transactions. American Fisheries Society*, 128: 847-853.

- Soula M, Navarro A, Hildebrandt S, Zamorano MJ, Roo J, Hernández-Cruz CM, Afonso JM. 2012. Evaluation of VIE (Visible Implant Elastomer) and PIT (Passive Integrated Transponder) physical tagging systems for the identification of red porgy fingerlings (*Pagrus pagrus*). *Aquaculture International*, 20:571–583.
- Steingrímsson SO, Grant JWA. 2003. Patterns and correlates of movement and site fidelity in individually tagged young-of-the-year Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 193–202.
- Strehl L, Santos CA. 2002. Indicadores de qualidade da atividade científica. *Ciência Hoje*, 31: 34-39.
- Suzuki HI. 2000. Relationship between oocyte morphology and reproductive strategy in loricatoriid catfishes of the Paraná River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 57(3): 791-807.
- Sykes GE, Johnson CJ, Shrimpton M. 2009. Temperature and flow effects on migration timing of chinook salmon smolts. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 1252 – 1265.
- Tanner SE. 2012. Connectivity among estuarine and coastal fish populations using otolith geochemistry [Tese]. [Lisboa]: Universidade de Lisboa.
- Tejerina-Garro FL, Mérona B. 2010. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotropical Ichthyology*, 8(1): 145-154.
- Venard JA, Scarnecchia DL. 2005. Seasonally dependent movement of lake trout between two northern Idaho lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 635–639.
- Verbeek A, Debackere K, Luwel M, Zimmermann E. 2002. Measuring the progress and evolution in science and technology – I: The multiple uses of bibliometric indicators. *International Journal of Management Reviews*, 4(2): 179-211.
- Vitule JRS. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology Conservation*, 4: 111-122.
- Vitule JRS, Magalhães ALB, Abilhoa V, Freitas MO, Bornatowski H. 2009. Crítica aos programas de estocagem com espécies de peixes não-nativas: a soltura de trutas-arco-íris *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) em riachos de altitude na região das Serras Gaúchas e nas Terras Altas da Mantiqueira. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 95: 7-9.

Walsh MG, Winkelman DL. 2004. Anchor and visible implant elastomer tag retention by hatchery rainbow trout stocked into an Ozark stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 24:1435–1439.

Wang H, Rutherford ES. 2007. Movement of Walleyes in Lakes Erie and St. Clair Inferred from Tag Return and Fisheries Data. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 539 – 551.

Wilson AJ, Hutchings JA, Ferguson MM. 2004. Dispersal in a stream dwelling salmonid: Inferences from tagging and microsatellite studies. *Conservation Genetics*, 5: 25–37.

Winemiller KO. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61(4): 343-365.

Winemiller KO, Jepsen DB. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53: 267-296.

Woolnough DA, Downing JA, Newton TJ. 2009. Fish movement and habitat use depends on water body size and shape. *Ecology of Freshwater Fish*, 18(1): 83-91.

Young MK. 1994. Mobility of brown trout in south-central Wyoming streams. *Canadian Journal of Zoology*, 72: 2078–2083.

Young RG, Wilkinson J, Hay J, Hayes JW. 2010. Movement and Mortality of Adult Brown Trout in the Motupiko River, New Zealand: Effects of Water Temperature, Flow, and Flooding. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139:137–146.

Zippin C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management*, 2:82-90.