

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**MODELO ESTATÍSTICO DE DISTRIBUIÇÃO PRESUMIDA DE PEIXES
MIGRADORES DA BACIA DO RIO URUGUAI (RS/SC), SUL DO BRASIL**

Autor

Lucas Gonçalves da Silva

Orientador

Nelson Ferreira Fontoura

Porto Alegre – RS – Brasil

Janeiro de 2010

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Peixes migradores e a problemática dos barramentos	1
1.2. Espécies de peixes migradores do sistema hidrográfico Uruguai	5
1.3. Aspectos biológicos dos peixes migradores da bacia do rio Uruguai	6
1.3.1. <i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816).....	6
1.3.2. <i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	6
1.3.3. <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836).....	7
1.3.4. <i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836).....	8
1.3.5. <i>Pseudoplastystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1849).....	9
1.3.6. <i>Steindachneridion scripta</i> (Miranda Ribeiro, 1918).....	10
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
2.1. Descrição da Área de Estudo – Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai	11
2.2. Programa de amostragem	13
2.2.1. Inventariamento de informações disponíveis	13
2.2.2. Amostragem de campo	13
2.2.3. Processamento dos dados	16
3. RESULTADOS	19
4. DISCUSSÃO	29
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

AGRADECIMENTOS

Ao meu pai Luiz Alberto Gonçalves da Silva;

À minha mãe Nersi Maria Giongo da Silva;

Aos meus irmãos Diego, Luis Felipe e Valentina;

Aos meus avós paternos e maternos;

Aos meus amigos;

Ao meu orientador Prof. Dr. Nelson Ferreira Fontoura;

Ao estudante de biologia José Ricardo de Souza Barradas;

À Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul;

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia PUCRS;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq;

A todos os professores, coordenação e secretaria do PPG Zoologia PUCRS;

À equipe do Laboratório de Ecologia da PUCRS;

Ao pesquisador Régis Alexandre Lahm e equipe do LTIG/IMA PUCRS;

Ao pesquisador Marco Azevedo e toda a equipe da Fundação Zoobotânica do RS;

A FEPAM-RS e FATMA-SC;

A todos os pescadores entrevistados e colaboradores do projeto;

E todos que estiveram presentes de alguma forma durante a execução deste trabalho...

**“Avanços são feitos respondendo questões...
Descobertas são feitas questionando respostas.”
– Bernhard Haisch**

RESUMO

O objetivo do presente trabalho foi identificar o padrão de distribuição longitudinal de peixes migradores da bacia hidrográfica do rio Uruguai (Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Sul do Brasil), propondo um modelo estatístico de distribuição presumida baseado em parâmetros ambientais geomorfológicos (altitude e área de bacia). Através de mapas de probabilidade estimada de ocorrência, o projeto visa contribuir na tomada de decisão no gerenciamento de bacias hidrográficas. As espécies analisadas foram *Salminus brasiliensis* (dourado), *Prochilodus lineatus* (grumatã), *Leporinus obtusidens* (piava), *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim-pintado), *Brycon orbignyanus* (piracanjuba) e *Steindachneridion scripta* (suruvi). O programa de amostragens resultou em 202 entrevistas com pescadores locais em 168 pontos de amostragem distintos, nos principais rios da bacia. A idade média dos respondentes foi de 55,8 anos sendo que a grande maioria residia há mais de 30 anos no local. Os modelos de probabilidade foram estimados através de uma equação logística (LOGIT) modificada sendo o ajuste realizado utilizando-se a rotina Solver do Microsoft Excel. *Pseudoplatystoma corruscans* apresentou limite de distribuição em altitude de aproximadamente 300m e área de bacia mínima de 4000 km², *P. lineatus* apresentou presença prevista em altitudes de até 360m e área de bacia superior a 1150 km², *S. brasiliensis* teve ocorrência prevista em até 450m de altitude e área de bacia superior a 1000 km², enquanto que *L. obtusidens* distribuiu-se em altitudes de até pouco mais de 500m e área de bacia superior a 1300 km². *Brycon orbignyanus* e *S. scripta* não foram modelados devido à amostragem não satisfatória. As aderências totais dos modelos de distribuição presumida variaram entre cerca de 80 e 85%, sugerindo que os parâmetros altitude e área de bacia apresentam, conjuntamente, um bom caráter preditivo para a estimativa do padrão de distribuição de peixes migradores na bacia do rio Uruguai. Através dos limites de distribuição obtidos no presente estudo, conclui-se que os principais barramentos de grande porte construídos e previstos para a bacia apresentam impacto direto sobre o ciclo de vida de peixes migradores.

ABSTRACT

Statistical distribution model for migratory fish of the Uruguai basin (RS/SC), southern Brazil.

The objective of this study was to identify longitudinal distribution patterns of migratory fish in the Uruguai river basin (Rio Grande do Sul and Santa Catarina, southern Brazil), proposing a statistical distribution model based on environmental geomorphological parameters (altitude and basin area). By mapping the estimated probability of occurrence, the project aims to contribute in decision making for watersheds management. The analyzed species were *Salminus brasiliensis* (dourado), *Prochilodus lineatus* (grumatã), *Leporinus obtusidens* (piava), *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim-pintado), *Brycon orbignyanus* (piracanjuba) and *Steindachneridion scripta* (suruvi). The sampling program resulted in 202 interviews with local fishermen in 168 different sampling points in the major rivers of the basin. The average age of respondents was 55.8 years and the great majority lived for more than 30 years in site. The probability models were estimated using a modified logistic equation (LOGIT) adjusted using the Solver routine of Microsoft Excel. *Pseudoplatystoma corruscans* presented a distributional altitude limit of about 300m and minimum basin area of 4000 km². *Prochilodus lineatus* showed estimated presence at altitudes up to 360m and 1150 km² of basin area, *S. brasiliensis* had expected occurrence in up to 450m and 1000 km² of basin area, while *L. obtusidens* exceeds 500m altitude and was present with basin area up to 1300 km². *Brycon orbignyanus* and *S. scripta* weren't modeled because the sampling data were suspected as biased. The total adherence of the presumed distribution model ranged from about 80 to 85%, suggesting that the parameters altitude and basin area presents a good predictive character. Through the distribution limits identified, it appears that the already operating and planned large dams potentially have a direct impact on migratory fish life cycle.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Peixes migradores e a problemática dos barramentos

O atual crescimento populacional e econômico tem resultado em uma pressão ambiental nunca antes documentada e altíssimas taxas de utilização de recursos naturais. Os recursos hídricos estão inseridos dentro deste contexto de exploração humana, e são utilizados com múltiplas finalidades, sejam elas de cunho econômico, social ou ambiental (WONG *et al.*, 2007). Agricultura, pecuária, indústria, altas taxas de urbanização e as crescentes demandas energéticas são os principais motivos de utilização de recursos hídricos e que levam ao forte impacto sobre ecossistemas aquáticos (WWF, 2006).

Segundo estudo realizado pela WWF (2004) há cerca de 45.000 barragens no mundo (maiores que 15m) e cerca de 60% dos 227 maiores e mais importantes rios do planeta estão severamente afetados por barramentos. As barragens acabaram se tornando um fenômeno global e não especialmente brasileiro (MOYLE & MOUNT, 2007). No Brasil, cerca de 90% da matriz energética é composta por hidrelétricas (PETRERE *et al.*, 2002). A discussão em torno do tema tem se mostrado de forma dicotômica, onde há posicionamentos favoráveis a essa forma de produção de energia e posicionamentos contrários à implementação de novas hidrelétricas (SILVA, 2007), envolvendo debates de contexto ambiental, social e econômico (GRAF, 2005; GRAF, 2006; WONG *et al.*, 2007).

Em 1927, cerca de dezesseis anos após o surgimento das primeiras questões envolvendo as passagens de peixes em barragens, a Lei nº 2.250 estabeleceu como obrigatória construção de escadas em barramentos como forma de proteção a ictiofauna (CENTRAIS ELÉTRICAS DO SUL DO BRASIL S/A, 1985). Entre 1911 e 1985, muitas escadas de peixes foram construídas no país (BERTOLETTI, 1987). Porém, muitas barragens são desprovidas de estações de piscicultura ou caminhos para os peixes e, aquelas que os têm, na maioria das vezes são ineficientes. Além disso, possuem seletividade no movimento populacional de forma unidirecional e provocando depleção nas populações, algumas, inclusive, contribuindo para a extinção local das espécies (AGOSTINHO *et al.*, 2005). Essa problemática tem gerado intenso debate por parte da comunidade científica sobre os processos de transposição, redundando inclusive no International Symposium of Fish Passage in South America no ano de

2007. Ainda com relação ao processo de licenciamento de barramentos, a resolução CONAMA nº 237 e a instrução normativa IBAMA nº 146 Art 5º colocam como obrigatório o levantamento da ictiofauna através de estudos ambientais (SILVE & POMPEU, 2008), o que se faz importante pelo fato da ictiofauna neotropical ser extremamente diversa e ainda em processo de documentação científica (VARI & MALABARBA, 1998).

A biodiversidade de ecossistemas ripários depende da heterogeneidade de habitat e da sazonalidade dos pulsos de inundação, sendo que barramentos alteram esse padrão, tornando os cursos d'água mais homogêneos (POFF *et al.*, 2007). As conseqüências da alteração de ecossistemas aquáticos por barragens ainda são pouco conhecidas, mas devem ser tratadas como questões ambientais importantes (PRINGLE *et al.*, 2000; GODINHO & KYNARD, 2008). Barramentos podem trazer implicações ecológicas como: alteração na diversidade de espécies e desmatamento de matas ciliares (POFF *et al.*, 1997; BUNN & ARTHINGTON, 2002; MOL *et al.*, 2007; WONG *et al.*, 2007), mudanças nos padrões de migração das espécies (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003; AGOSTINHO *et al.*, 2007; WONG *et al.*, 2007), alterações no fluxo de sedimentos transportados pelos rios (SYVITSKI *et al.*, 2005; COLLIER *et al.*, 1996; NILSSON *et al.*, 2005), simplificações geomorfológicas, tal como formação de lagos (GRAF, 2006), alterações térmicas (COLLIER *et al.*, 1996), depleção das concentrações de oxigênio dissolvido (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003), fragmentação de corredores laterais e longitudinais dos rios utilizados por uma grande gama de espécies (NILSSON *et al.*, 2005), além de poder repercutir na saúde da população em aspectos referentes ao saneamento básico (SILVA, 2007).

Aspectos da biologia dos peixes como alimentação, deslocamento, crescimento e reprodução são afetados pela perda do padrão de fluxo sazonal (LOWE-McCONNELL, 1999; MAGILLIGAN & NISLOW, 2006), gerando variações sazonais de vazão à jusante (ANDRADE & BRAGA, 2005). Barragens frequentemente são obras de grande envergadura e, no Brasil, a maior parte das usinas hidrelétricas está localizada em regiões de planalto ou de planície, onde os rios possuem grande vazão e pequena declividade (KELMA *et al.*, 2002). Apesar dessas complicações ambientais provocadas pelas usinas, as mesmas são tendência de investimentos financeiros no país (ANGELINI *et al.*, 2006; BRAGA & REZENDE, 2007; SILVE & POMPEU, 2008), e novos empreendimentos estão incluídos no Plano Nacional de Energia – PNE (SANTOS, 2003; NOGUEIRA *et al.*, 2008).

O fenômeno migratório em peixes pode envolver o deslocamento a grandes distâncias objetivando a estimulação dos órgãos sexuais e, conseqüentemente, desenvolvimento de gametas. Por esse motivo, grandes áreas de bacia são necessárias para a sobrevivência e manutenção das populações desses peixes (GODOY, 1987). As hidrelétricas são obstáculos potenciais e vêm interferindo no padrão de migração animal, fenômeno identificado em diversas bacias no mundo (HALL, 1972).

Os teleósteos possuem grande variedade de estratégias e táticas de ciclo vida, tendo se adaptado em áreas onde as condições bióticas e abióticas variam sazonalmente. A sazonalidade dos processos reprodutivos é apresentada pela maioria das espécies, complementando sua maturação gonadal apenas em condições ambientais adequadas ao desenvolvimento da prole (VAZZOLER, 1996). A regularização do fluxo de água por conta da sucessão de barramentos prejudica o desenvolvimento de muitas espécies de peixes, e não somente aquelas espécies migradoras. A magnitude dos impactos de barramentos sobre a ictiofauna varia em função das características da fauna local e do empreendimento, tais como localização da barragem, distribuição das populações, área do reservatório, altura do barramento, morfometria da bacia, procedimentos operacionais dos empreendimentos (POWER *et al.*, 1996; AGOSTINHO & JULIO, 1999) e existência de outras barragens a montante e a jusante (PAIM & ORTIZ, 2006).

Mais de 15% da fauna de peixes neotropical é composta de espécies migradoras (CAROSFELD & HARVEY, 2003; GODINHO & KYNARD, 2008) e, em ambientes temperados, muitas dessas espécies mostram padrões similares de comportamento. A desova ocorre sempre no mesmo local, geralmente acima do local de alimentação dos adultos. A corrente predominante carrega os ovos e as larvas para áreas onde se desenvolverão. Neste local, os jovens se alimentarão e crescerão até atingirem determinado tamanho para se unirem ao estoque principal. A característica cíclica desses eventos é o que assegura a manutenção das populações (PITCHER & HART, 1982).

O padrão de distribuição de peixes migradores depende de condicionantes geomorfológicas. A altitude, por exemplo, interfere amplamente nas condições hidrodinâmicas e morfológicas de um rio, influenciando indiretamente em parâmetros como condutividade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, declividade e velocidade da corrente. Conseqüentemente, a altitude isoladamente é capaz de produzir um gradiente ambiental indireto que exerce grande influência sobre a riqueza e distribuição de espécies (POUILLY *et al.*, 2006). Além da elevação do terreno, o volume de água

drenada para um determinado ponto também parece exercer grande influência no padrão de distribuição da fauna íctica (GARUTTI, 1988). Ao mesmo tempo em que a altitude diminui, há um aumento na área de superfície e na profundidade dos rios (SCHLOSSER, 1987), propiciando um aumento do volume de água necessário ao estabelecimento de peixes maiores (VÁZQUEZ *et al.*, 1979).

Embora diversos outros parâmetros ambientais possam atuar como condicionantes do padrão de distribuição de peixes, a combinação de altitude e área de bacia parece ser suficiente para o entendimento do padrão de distribuição de espécies ao longo dos rios (POUILLY *et al.*, 2006). Em trabalho realizado na bacia hidrográfica do rio Jacuí (Rio Grande do Sul, Brasil), ALVES & FONTOURA (2009) estimaram as probabilidades de ocorrência de peixes migradores através de modelos estatísticos que utilizam a regressão logística multivariada (LOGIT), empregando como descritores apenas os parâmetros altitude e área de bacia. Tal modelagem obteve aderências superiores a 80% para as espécies analisadas.

Da mesma forma que ALVES & FONTOURA (2009), o presente estudo objetivou identificar a distribuição longitudinal de peixes migradores (*Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847), *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847), *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829), *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850) e *Steindachneridion scripta* (Miranda Ribeiro, 1918)) na bacia hidrográfica do rio Uruguai através de modelos probabilísticos e em função de condicionantes geomorfológicos (altitude e área da sub-bacia de montante).

A bacia do rio Uruguai apresenta um potencial hidrelétrico estimado em 16.500 MW, dos quais apenas 16% são aproveitados (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005; dados de 1996). Em território brasileiro, além de algumas pequenas centrais hidrelétricas, estão em funcionamento as centrais elétricas de Passo Fundo (226 MW), Itá (1315 MW), Machadinho (1060 MW), Quebra-Queixo (120 MW), Barra Grande (690 MW) e Campos Novos (880 MW).

Dentre os empreendimentos previstos, em diferentes fases de desenvolvimento que vão do inventário ao licenciamento, encontram-se as UHEs de Passo da Cadeia (104 MW), Pai Querê (292 MW), Monjolinho (64 MW), Aparecida (64 MW), Abelardo Luz (84 MW), São Domingos (55 MW), Xanxerê (17,2 MW), Voltão Novo (27,2 MW), Foz do Chapecozinho (184 MW), Nova Erechim (198 MW), Foz do Chapecó (885 MW), Itapiranga (724 MW), Roncador (2.800 MW), Complexo Garabi (2.700 MW), Passo

São João (77 MW), São José (51 MW) e São Pedro/Monte Caseros (745 MW). (ANEEL, 2006; dados atualizados ANEEL, 2009).

1.2. Espécies de peixes migradores do sistema hidrográfico Uruguai

Dentre as espécies consideradas como migradores de grandes distâncias para a bacia do Paraná (VAZZOLER *et al.*, 1997), para a bacia Amazônica e do rio São Francisco (HUBER & RENNO, 2006), com ocorrência registrada para a bacia do rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003), encontram-se as espécies descritas no quadro a seguir:

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME POPULAR
CHARACIDAE	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816) (*)	Dourado
	<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	Piracanjuba Bracanjuba Matrinchã
PROCHILODONTIDAE	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1847)	Grumatã Curimbatá
ANOSTOMIDAE	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1847)	Piava
PIMELODIDAE	<i>Pseudoplastystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Surubim-pintado Pintado
	<i>Steindachneridion scripta</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	Suruvi, Surubim

(*) aqui considerado como sinônimo sênior de *Salminus maxillosus* (Valenciennes, 1847)

A biologia de espécies migradoras de grande porte ainda é amplamente desconhecida (HAHN, 2000; HAHN *et al.*, 2001; ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003; HAHN, 2007), sendo que quatro das espécies de interesse do presente estudo (*S. brasiliensis*, *P. corruscans*, *B. orbignyanus* e *S. scripta*) encontram-se listadas em alguma categoria de ameaça no Estado do Rio Grande do Sul e *S. scripta* endêmica da bacia Uruguai (REIS *et al.*, 2003).

1.3. Aspectos biológicos dos peixes migradores da bacia do rio Uruguai

1.3.1. *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816)

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816), conhecido como dourado, é um peixe de piracema, reofílico (GODOY, 1975) e de importância econômica na pesca artesanal e esportiva (BARBIERI *et al.*, 2004). Na bacia do rio Jacuí (RS), seu limite de montante é por volta de 280m de altitude e áreas de bacia superiores a 500 km² (ALVES & FONTOURA, 2009). Os dourados fazem migrações reprodutivas em geral uma vez por ano, a partir de fins de agosto. A reprodução ocorre nos trechos altos dos rios entre dezembro e fevereiro – época de cheias e altas temperaturas (CAROSFELD & HARVEY, 2003), podendo percorrer até 400 km durante o período reprodutivo (HAHN, 2007). A desova é sincronizada com a de outras espécies migradoras, pois as larvas de dourados alimentam-se de larvas de outras espécies (REIS *et al.*, 2003). Após a desova, na migração trófica, descem os rios até trechos mais baixos (GODOY, 1975; ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). Podem atingir até um metro de comprimento e 30 kg de massa. No Rio Grande do Sul é considerado como uma espécie Ameaçada-Vulnerável (REIS *et al.*, 2003) e seu tamanho mínimo para captura e transporte na região sul do Brasil é de 55 cm (IBAMA, 2008).

Na região hidrográfica do rio Uruguai sua distribuição é conhecida no rio principal e nos grandes tributários como o Ibicuí, Ijuí, Canoas e Pelotas (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). A espécie possui ainda boa diversidade genética na bacia (MACHADO *et al.*, 2005), com ocorrência mais freqüente nas regiões a jusante da UHE Itá (SC) e Parque Estadual do Turvo (RS) (NUÑER *et al.*, 2006). A principal ameaça na região constitui-se na construção de novas barragens, interrompendo o acesso dos indivíduos às áreas reprodutivas (REIS *et al.*, 2003).

1.3.2. *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850)

A piracanjuba, bracanjuba ou matrinchã é um peixe migrador de grande porte que já apresentou valor para a pesca artesanal e esportiva (ZANIBONI-FILHO & WEINGARTNER, 2007). São animais que se alimentam preferencialmente de

sementes, frutos e insetos, dependendo da mata marginal para sua alimentação (REIS *et al.*, 2003). Há registros de tamanho de até 38 cm (AGOSTINHO, 1997) na bacia do Paraná e 51 cm no rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO & WEINGARTNER, 2007). A espécie atinge maturação gonadal com 25 cm (SHIBATTA & CHEIDA, 2003), realizando migrações reprodutivas entre novembro e fevereiro, estação de chuvas e altas temperaturas, reproduzindo-se em ambientes lóticos (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003).

Em nível nacional, a espécie encontra-se na lista dos peixes ameaçados de extinção (IBAMA, 2008; MACHADO *et al.*, 2008). No Rio Grande do Sul a espécie é caracterizada como “Críticamente em Perigo”, com tamanho mínimo de captura e transporte de 30 cm até alguns anos atrás (REIS *et al.*, 2003), sendo que atualmente sua pesca é proibida no Estado. São reportados registros atuais apenas para a região do Parque Estadual do Turvo (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). Através de amplo programa de coletas na região do alto rio Uruguai, ZANIBONI-FILHO & WEINGARTNER (2007) registraram a captura de apenas um exemplar da espécie. Não existem dados acerca da distribuição histórica da piracanjuba na bacia do rio Uruguai (REIS *et al.*, 2003). O desaparecimento da espécie na região parece ser diretamente ligado à baixa tolerância da mesma aos ambientes alterados, principalmente pelo desmatamento de matas ciliares (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003).

1.3.3. *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) – Grumatã, Curimatá

O curimatá ou grumatã apresenta grande potencial pesqueiro (ALMEIDA *et al.*, 1993), estando presente em praticamente todos os rios do Rio Grande do Sul (BERTOLETTI, 1987), mas com diminuição das populações naturais (BARRERO *et al.*, 2008). Na bacia do rio Jacuí (RS), seu limite de montante é por volta de 290m de altitude e áreas de bacia superior a 500 km² (ALVES & FONTOURA, 2009).

O curimatá possui hábito alimentar iliófago (FURUYA, 2001; CAPELETI & PETRERE, 2006) e se reproduz, geralmente, apenas uma vez por ano, durante a primavera e o verão, com picos de migração ascendente nos meses de setembro e outubro (RESENDE, 1992; CAPELETI & PETRERE, 2006). Esse fenômeno é condicionado pela dinâmica da correnteza fluvial, visto que não desovam naturalmente em águas paradas (GODOY, 1975). Indivíduos da espécie sobem os rios entre os meses

de outubro a março para locais mais calmos (BERTOLETTI 1987), e o período de pico de desova nesses locais é entre dezembro e fevereiro com retorno posterior a esse período para estabelecimento em áreas marginais (RESENDE, 1992).

Além disso, os curimatás podem realizar duas migrações ascendentes antes de atingirem o extremo limite à montante. Tal fato é comprovado pela continuidade da ascensão, mesmo com órgãos sexuais em processo de regressão, sugerindo a necessidade de alguma regulação de ordem metabólica (GODOY 1975, CAPELETI & PETRERE, 2006). GODOY (1975) obteve importantes informações de curimatás transplantados no Rio Paraná, onde um exemplar venceu um obstáculo de 18 metros de desnível no Salto de Urubupungá, uma corredeira, e diversos rios, sendo recapturado após 265 dias, percorrendo um total de quase 400 km.

Na bacia do rio Uruguai, o curimatá é a espécie de maior biomassa sustentando a pesca comercial (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). Barramentos bloqueiam a sua migração (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003) e estudos indicam que os indivíduos, em sua maioria, não ascendem em escadas de barragens (ANGELINI *et al.*, 2006; CAPELETI & PETRERE, 2006). A espécie ainda possui diversidade genética entre os indivíduos na bacia do rio Uruguai (RAMELLA *et al.*, 2006). No rio Mogi-Guaçu, no Estado de São Paulo, as populações atingiram ponto de equilíbrio instável, tornando economicamente inviável a exploração da espécie (BARBIERI *et al.*, 2004). Portanto, medidas de manejo devem ser tomadas para a bacia do rio Uruguai a fim de evitar-se a mesma problemática.

1.3.4. *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836)

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836), conhecido popularmente por piava, também envolve grandes migrações em seu ciclo de vida, preferindo ambientes profundos e correntosos (BERTOLETTI, 1987). Na bacia do rio Jacuí (RS), seu limite de montante é por volta de 300m de altitude e áreas de bacia superior a 200 km² (ALVES & FONTOURA, 2009). A espécie possui hábito alimentar onívoro, tendo preferência por insetos e moluscos, mas também se alimentando de frutos e sementes. Existem poucos estudos acerca da biologia da espécie, particularmente deficientes na bacia hidrográfica do rio Uruguai. Desmatamento de matas ciliares e atividades de

agricultura intensiva podem ser citados como os principais motivos da diminuição recente nos estoques da espécie na bacia (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003).

Na região de influência da represa Yacyretá, no alto rio Paraná, a piava pode ser coletada em todas as estações do ano. Em agosto, a espécie ainda se encontra em inatividade gonadal. Os valores de IGS se elevam, então, no início de setembro, onde aproximadamente metade dos indivíduos da população já começa o processo de maturação. De meados de setembro a outubro, aumenta o número de exemplares com maturação avançada ou total. A partir do final de outubro até janeiro, todos os indivíduos estão com gônadas maduras. Observações microscópicas indicam que esse processo de maturação é assincrônico, com dominância de ovócitos maduros com distintos graus de desenvolvimento. Entre janeiro e fevereiro, durante o período de cheias, já podem ser capturadas larvas da espécie, demonstrando que o processo de reprodução chegou ao fim (OLDANI, 1992). Para o Rio Grande do Sul a desova da espécie ocorre entre outubro e dezembro (BERTOLETTI, 1987).

1.3.5. *Pseudoplastystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1849)

O surubim-pintado *Pseudoplastystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1849) é uma espécie migradora de grande porte, ultrapassando 1,5 metros de comprimento e 50 kg de massa, possuindo elevado valor comercial (RINGUELET *et al.*, 1967). Pouco se sabe sobre a biologia e exigências ecológicas dessa espécie, nem há informações acerca da situação populacional na bacia do rio Uruguai. Sabe-se que a espécie se restringe apenas ao rio principal e alguns de seus afluentes de maior porte (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). A espécie encontra-se sob forte pressão antrópica por conta de pesca predatória e de represas hidrelétricas, que transformam o leito correntoso do rio em ambientes lânticos. No Rio Grande do Sul é caracterizada como “Ameaçada-Vulnerável” e até alguns anos atrás seu tamanho mínimo de captura e transporte era de 80 cm (REIS *et al.*, 2003), sendo atualmente proibida sua pesca (Decreto Estadual nº 41.672/02). Possui alimentação predominantemente piscívora, reproduz em ambientes lóticos entre novembro e fevereiro (RINGUELET *et al.*, 1967; VAZZOLER, 1996) e tem hábito preferencialmente noturno (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). Além do surubim-pintado, há ocorrência do surubim-rajado ou cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766)) na bacia do rio Uruguai. Devido à dificuldade de

diferenciação e ocorrência mais rara na bacia, o surubim-rajado não foi incluído na análise.

1.3.6. *Steindachneridion scripta* (Miranda Ribeiro, 1918)

O suruvi *Steindachneridion scripta* (Miranda Ribeiro, 1918) é uma espécie de bagre migrador de grande porte (RINGUELET *et al.*, 1967), podendo atingir mais de 70 cm de comprimento (SVERLIJ *et al.*, 1998). Pouco se sabe sobre a biologia e exigência ecológicas do suruvi, apenas que habita águas correntosas e pedregosas do Uruguai superior (REIS *et al.*, 2003). Encontra-se sob forte pressão antrópica por conta de despejos resultantes de indústrias de celulose instaladas na bacia do rio Canoas (SC), represas hidrelétricas e pesca predatória (REIS *et al.*, 2003). No Rio Grande do Sul é caracterizada como “Ameaçada-Vulnerável” com dados insuficientes (REIS *et al.*, 2003) e figura na lista das espécies de peixes ameaçados do Brasil (IBAMA, 2008). A espécie é predominantemente piscívora, reproduzindo-se entre novembro e fevereiro (RINGUELET *et al.*, 1967).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Descrição da Área de Estudo – Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai

A bacia do rio Uruguai está inserida dentro da bacia do rio da Prata, formada pelas bacias dos rios Paraguai e Paraná, além do próprio Uruguai. A área total da bacia do Prata é de 3,1 milhões de km². O rio Uruguai é formado da confluência do rio Pelotas com o rio Canoas, apresentando um percurso de 2.262km de extensão, até a sua foz no estuário do rio da Prata (Argentina) (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). Delimita fronteira entre Brasil e Argentina após sua confluência com o rio Peperi-Guaçu e, depois de receber a afluência do rio Quaraí, que limita o Brasil e o Uruguai, marca a fronteira entre a Argentina e o Uruguai até sua foz. A Bacia estende-se entre os paralelos 27° e 34° S e os meridianos 49°30' e 58°15' W. A área total drenada pelo rio é de cerca de 385.000km², destes, 48% (174.494 km²) estão situados em território brasileiro, sendo aproximadamente 45.000 km² no Estado de Santa Catarina e aproximadamente 130.000 km² no Estado do Rio Grande do Sul (2% do território nacional). Apresenta relevo com grande declividade, com cotas variando de cerca de 1.800m a 160m acima do nível do mar. No trecho brasileiro, a população é de aproximadamente 3,8 milhões de pessoas, em um total de 384 municípios (PAIM & ORTIZ, 2006).

O clima da Região Hidrográfica do Uruguai é subtropical, apresentando uma regular distribuição intra-anual de chuvas, porém com alguma elevação no período de maio a setembro, coincidindo com o inverno. Segundo o Documento Base de Referência do Plano Nacional de Recursos Hídricos, a precipitações anuais variam de 1800mm nas cabeceiras do planalto, para 1300mm na fronteira Brasil-Uruguai. A temperatura média anual varia entre 16 e 20°C, e evapotranspiração média anual é de 1.041mm. O rio possui vazão média anual de 3600 m³/s e volume médio anual de 114 km³ (PAIM & ORTIZ, 2006), possuindo variação no nível das águas dependendo da época do ano (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003).

O rio Uruguai é formado por poços e corredeiras (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003) e caracteriza-se por ser um dos mais importantes corredores de biodiversidade do Cone Sul, apresentando em sua fauna diversas espécies endêmicas ou em vias de extinção (PAIM & ORTIZ, 2006), sendo que em território brasileiro a bacia

possui remanescentes de 17% do total de sua cobertura florestal original. Em média, possui baixas concentrações de poluentes, exceto em trechos de rios próximos de grandes cidades (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003). A bacia é apontada como pioneira no Brasil em projetos de aproveitamento integral das águas para hidroenergia e atividades agro-industriais (SANTOS, 2003). Novas infra-estruturas de navegação e a construção de barramentos são as ameaças-chave da bacia do Prata, na qual está inclusa a bacia do rio Uruguai (WONG *et al.*, 2007).

A região hidrográfica do Uruguai pode ser dividida em 3 partes: alto, médio e baixo Uruguai. O Salto do Yucumã é o marco que divide o alto e o médio Uruguai e o Salto Grande é o divisor entre o médio e o baixo Uruguai, já na divisa Uruguai/Argentina. No trecho brasileiro, as sub-bacias que fazem parte do alto Uruguai são: Canoas (SC), do Peixe (SC), Jacutinga (SC), Irani (SC), Chapecó (SC), Antas (SC), Peperi-Guaçu (SC), Pelotas (RS/SC), Ligeiro (RS), Inhandava (RS), Passo Fundo (RS) e Várzea (RS). As sub-bacias que compõem o médio Uruguai são (todas no Rio Grande do Sul): sub-bacia dos rios Turvo, Santa Rosa, Santo Cristo, Ijuí, Butuí, Piratinim, Icamaquã, Ibicuí/Santa Maria, Quaraí e Negro.

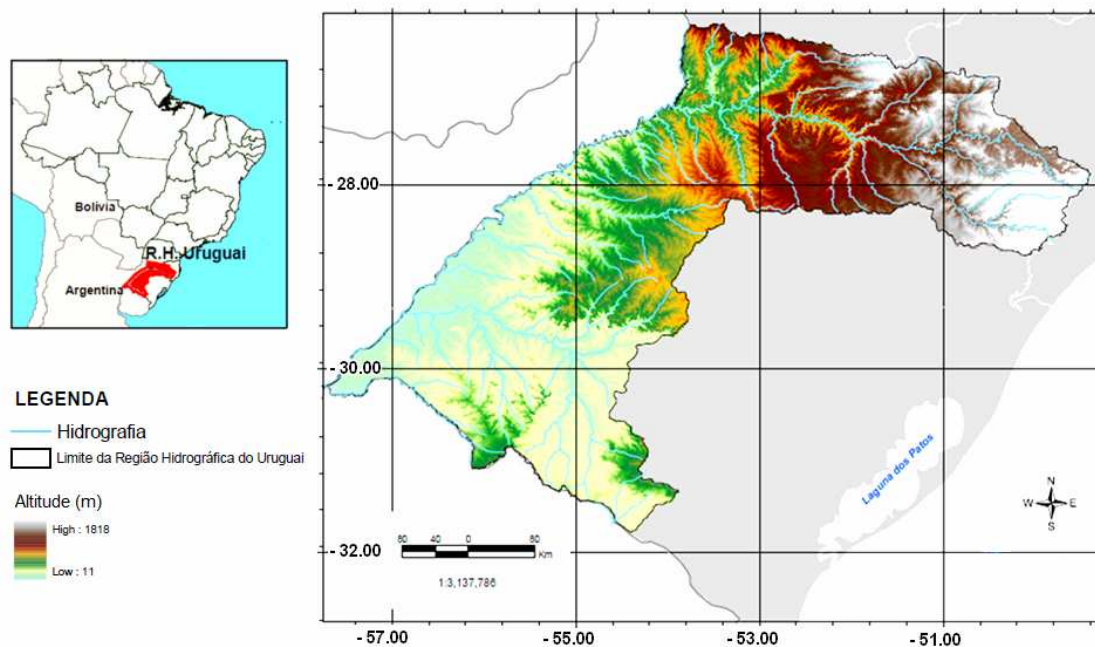


Figura 1: Região de Estudo: Trecho brasileiro da bacia do rio Uruguai (RS/SC); (Adaptado de: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

2.2. Programa de amostragem

2.2.1. Inventariamento de informações disponíveis

Foi efetuado o levantamento das espécies de interesse já catalogadas no sistema SIBIP/NEODAT III, que abrange dados do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Museu Nacional do Rio de Janeiro, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (USP) e coleções ictiológicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Também foi efetuado um levantamento de dados nas coleções da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB-RS). As coordenadas geográficas de todos os exemplares documentados foram processadas com os softwares Idrisi Andes 15.0, MapSource e GPS Trackmaker.

2.2.2. Amostragem de campo

Foram efetuadas dez expedições a campo, de maio de 2008 a julho de 2009. As amostragens foram conduzidas aproveitando-se a malha rodoviária e seus pontos de cruzamento com os rios de interesse para a coleta de dados (Figura 2). Nestes pontos eram identificados pescadores ou moradores antigos para a realização de entrevistas. A mesma metodologia de entrevistas com pescadores foi utilizada por ALVES & FONTOURA (2009) na bacia hidrográfica do rio Jacuí (RS) com aderências sempre superiores a 80%.

Cada entrevista envolveu a apresentação de duas cartelas de fotos com as espécies de interesse, uma delas apenas como fotos e a outra com, além das fotos, nomes comuns conhecidos. Nessas cartelas também havia fotos de peixes que sabidamente não estão presentes na bacia (Ex: tucunaré, pacú) (Figura 3). A qualificação do respondente é efetuada mediante a correta identificação de peixes potencialmente presentes, preferencialmente pela foto de exemplar da espécie e subsequentemente pelo nome comum da mesma, assim como o descarte dos peixes alóctones. Nos casos em que o encaminhamento da entrevista sugeria desinformação do respondente, mais de uma entrevista foi realizada, considerando-se a informação mais frequente como verdadeira. Além disso, todos os pontos de amostragem foram georreferenciados através do aparelho GPS Garmin 76CSX (12 canais) e fotografados.

Ao final das amostragens, foram obtidas 202 entrevistas em 168 pontos de amostragem distintos (Figura 4). A idade média dos respondentes foi de 55,8 anos, sendo que a grande maioria residia há mais de 30 anos no local.

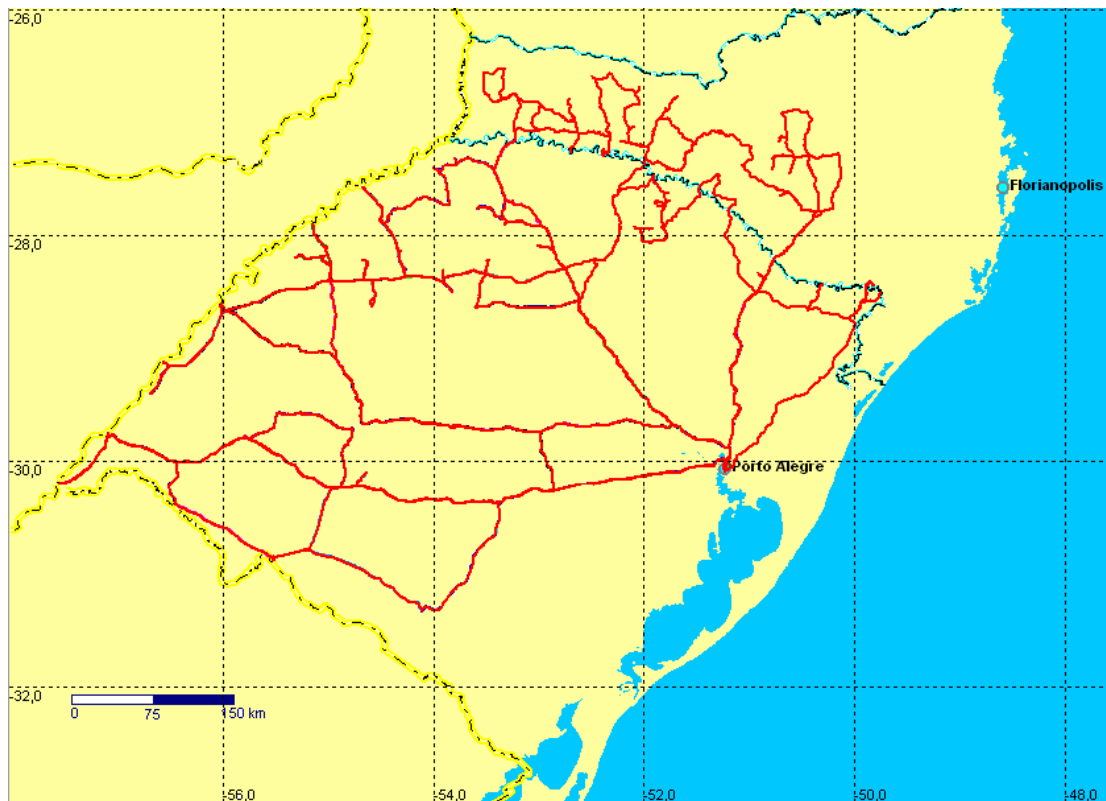


Figura 2: Tracks dos trechos rodoviários percorridos durante o projeto, totalizando mais de 15.000 km rodados.



Figura 3: Planilha de fotos das espécies de interesse e peixes alóctones que foi apresentada aos pecadores durante as entrevistas.

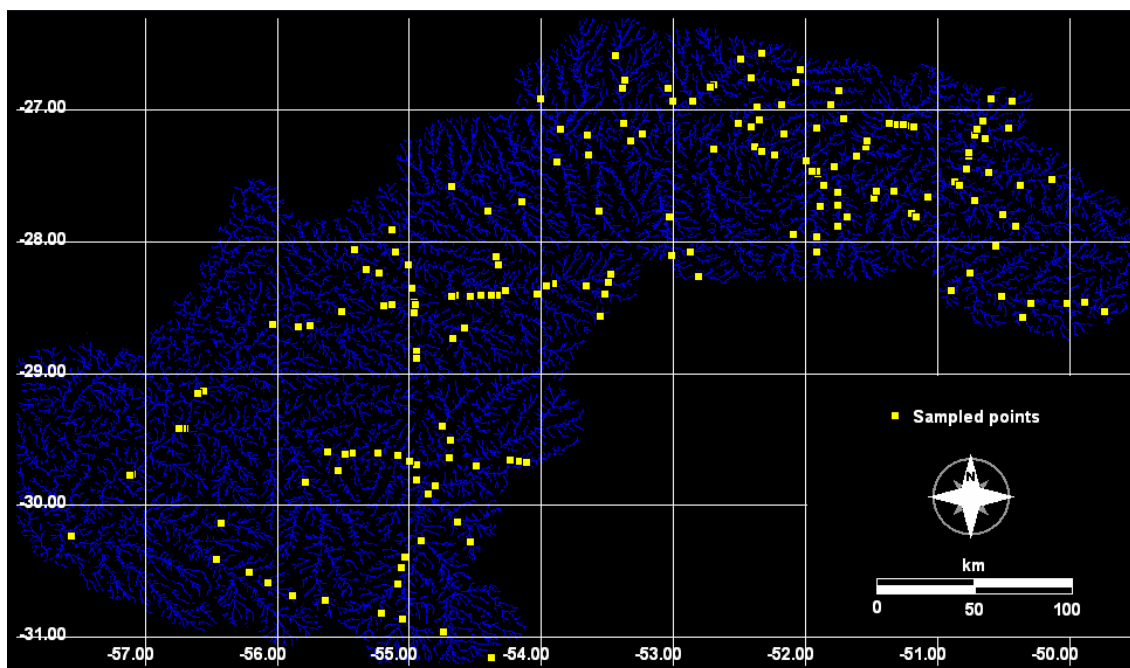


Figura 4: Matriz de pontos amostrados na bacia hidrográfica do rio Uruguai (RS/SC).

2.2.3. Processamento dos dados

Os produtos cartográficos utilizados no presente trabalho foram elaborados através do software Idrisi Andes 15.0 (CLARK LABS, 2006), com base em um Modelo Digital de Terreno (MDT, altitude radar em pixel de 92 por 92m) adaptado para o sistema de referência oficial brasileiro (SAD69) (WEBER *et al.*, 2004).

A hidrografia total amostrada que serviu como máscara para todo o processo de análise foi obtida através de quatro passos básicos: (1) foi realizada a homogeneização da imagem do MDT com a aplicação do *Filter Min 3x3*; (2) estabelecimento de caminhos com elevações monotonicamente decrescentes através da opção *Pit Removal*; (3) aplicação da função *Runoff* para estimativa da área de bacia de montante para cada pixel, corrigindo-se o número de pixels para área real; (4) e por fim aplicação da rotina *Pathway* de caminhos múltiplos a partir de todas as coordenadas dos pontos amostrais, utilizando-se como matriz de custo o inverso da matriz *Runoff*, resultando em uma imagem binarizada (1-0) descritiva do curso natural da hidrografia.

A probabilidade de ocorrência de cada espécie de peixe migrador ao longo da bacia do rio Uruguai foi estimada através de uma equação logística modificada. As variáveis descritivas, assim como as escala de medida, estão mostradas na Tabela 1.

Tabela 1: Variáveis descritivas empregadas no ajuste do modelo estatístico de probabilidade de ocorrência de peixes migradores da bacia Uruguai.

Variável	Escala de Medida	Origem do dado
Presença (por espécie de peixe migrador)	Binária: presente (1); ausente (0)	Presença em coleção Entrevistas
Altitude	Métrica (logaritmo natural)	Modelo digital de terreno*
Área da sub-bacia de montante	Métrica (logaritmo natural)	Modelo digital de terreno*

(*) Baseados em imagens orbitais do satélite LANDSAT ETM7+ e sistema de referência oficial brasileiro (SAD69).

O modelo logístico de probabilidade de ocorrência (Modelo LOGIT; TABACHNICK & FIDEL, 1996) foi modificado através da incorporação de parâmetros que expressassem diretamente, e em escala real, os limites de ocorrência das espécies através de parâmetros geomorfológicos:

$$P = \frac{e^{(b_1 \cdot (\text{Altitude} - \text{PMF}_{\text{Altitude}}) + b_2 \cdot (\text{Área}_{\text{Bacia}} - \text{PMF}_{\text{Área}_{\text{Bacia}}}))}}{1 + e^{(b_1 \cdot (\text{Altitude} - \text{PMF}_{\text{Altitude}}) + b_2 \cdot (\text{Área}_{\text{Bacia}} - \text{PMF}_{\text{Área}_{\text{Bacia}}}))}}$$

Onde:

P é a probabilidade de ocorrência da espécie (0 - 1);

b_1 é o coeficiente relativo à altitude, indicando a velocidade relativa de mudança de estado ausente/presente;

b_2 é o coeficiente relativo à área de bacia, indicando a velocidade relativa de mudança de estado ausente/presente;

PMF é o ponto de mudança de fase de cada parâmetro, indicando a altitude ou área de bacia que redundariam em uma probabilidade de ocorrência de 0,5, caso o parâmetro fosse analisado isoladamente.

Assim, as rotinas para ajuste da função LOGIT do próprio Idrisi Andes 15.0 e de softwares estatísticos não puderam ser aplicadas diretamente. Desta forma, o modelo proposto foi ajustado utilizando-se a rotina SOLVER do software Microsoft Excel (Pacote XP).

O ajuste da função logística modificada foi realizado através de 60 reamostragens (bootstrap) de 50% dos dados a cada repetição, onde os valores iniciais eram restabelecidos a cada etapa. Os descritores do modelo probabilístico de ocorrência (b_1 , b_2 , PMF) foram calculados através da média simples das 60 repetições, sendo o erro padrão estimado como o desvio padrão dos 60 resultados obtidos. A significância de cada parâmetro foi estimada através da estatística Wald (TABACHNICK & FIDELL, 1996). O ponto de corte para inferir presença/ausência das espécies utilizado no presente trabalho foi de 0,5 (PEARCE & FERRIER, 2000; ALVES & FONTOURA, 2009).

Uma vez estimados os descritores dos modelos de probabilidade de ocorrência, os mapas de probabilidade para a bacia Uruguai foram construídos através da rotina de operação matemática de imagens do software Idrisi Andes 15.0, utilizando-se como variáveis independentes as imagens correspondentes à altitude (ln) e área de bacia (ln), com máscara de cálculo referente à hidrografia com área de bacia superior a 10 km². Os resíduos foram calculados como a diferença entre os valores de distribuição informada (considerando-se como presente cada espécie de peixe à jusante do ponto de presença informada mais à montante), e os valores de presença presumida através do modelo estatístico ajustado.

3. RESULTADOS

A figura 5 mostra os dados de ocorrência das espécies em coleções científicas disponíveis, sendo sete registros para *S. brasiliensis*, seis registros para *P. lineatus*, seis registros para *L. obtusidens*, dois registros para *P. curruscans*, seis registros para *B. orbignyana* e sete registros para *S. scripta*. Identifica-se que a maior quantidade de exemplares disponíveis nas coleções analisadas encontra-se amostrada na calha principal do rio Uruguai, especialmente no alto Uruguai, nas áreas de influência dos barramentos de Itá e Machadinho, assim como nas proximidades do Parque Estadual do Turvo.

As tabelas 2 a 5 mostram os parâmetros de ajuste estimados para o modelo de probabilidade de ocorrência para as espécies migradoras analisadas. Considerando que o ajuste no modelo foi efetuado com dados logaritmizados (\ln) devido a uma determinação por parte do software utilizado, apresenta-se também nas tabelas 2 a 5 os valores dos pontos de mudança de fase (PMF) convertidos para escala métrica (e^{PMF}). *Pseudoplatystoma curruscans* apresentou o ponto de mudança de fase, correspondendo ao limite entre ocorrência prevista e não prevista, em altitude de aproximadamente 300m. *Prochilodus lineatus* apresentou presença prevista em altitudes de até 360m, *S. brasiliensis* teve ocorrência prevista em até 450m, enquanto que *L. obtusidens* aparentemente é a espécie que apresenta os mais extensos limites de montante, ultrapassando 500m de altitude. A sequência de ocorrência não foi necessariamente a mesma para área de bacia. Embora *P. curruscans* permaneça como a espécie com limite mais de jusante, com ponto de mudança de fase para área de bacia estimado em aproximadamente 4000 km², identificou-se inversão com relação às demais espécies. Apesar de *L. obtusidens* ter atingido altitudes maiores, a espécie é mais exigente com relação a volume de água, necessitando de pelo menos 1300 km² de área de bacia como limite mínimo de ocupação. *Prochilodus lineatus* apresentou como limite de ocorrência de montante área de bacia de 1150 km², enquanto que *S. brasiliensis* apresentou-se como a espécie menos exigente quanto a volume de água, ocupando segmentos de rio com áreas de bacia pouco maiores que 1000 km².

As tabelas 2 a 5 apresentam ainda os percentuais de aderências dos modelos previstos em função das informações de presença informada (entrevistas) e verificada (dados de museu e publicados). Verifica-se que para as espécies analisadas as aderências totais variaram entre cerca de 80 e 85%, sugerindo que os parâmetros

altitude e área de bacia apresentam, conjuntamente, um bom caráter preditivo para a estimativa do padrão de distribuição de peixes migradores na bacia do rio Uruguai.

Com base nos modelos ajustados, as figuras 6 a 9 apresentam mapas de probabilidade de ocorrência das espécies analisadas para segmentos de rio da bacia Uruguai com área de bacia superior a 10 km². São apresentados também os mapas com a distribuição de resíduos, representados pela diferença entre a presença informada/verificada e a presença prevista no modelo logístico de probabilidade de ocorrência.

Durante o processo amostral identificou-se que *B. orbignyanus* encontra-se extremamente rara na bacia do rio Uruguai. Um comprador de peixes da barra do rio Ibicuí, que informou adquirir cerca de 10 toneladas de peixe por semana, relatou que a captura da espécie não chega a seis exemplares por ano. Por outro lado, muitos relatos de ocorrência faziam menção da captura da espécie a mais de 30 anos. A literatura cita a não ocorrência da piracanjuba no alto Uruguai há mais de 20 anos (MACHADO *et al.*, 2008), contudo, através do programa de amostragens do presente projeto, ainda assim foram obtidos alguns poucos registros da espécie nos principais rios da bacia para os últimos anos. Portanto, em função da raridade da espécie em passado recente, optamos por não produzir um modelo de probabilidade de ocorrência, pois o mesmo estaria viciado em função da omissão de presença informada nas localidades em que os entrevistados apresentassem tempo de residência inferior a 30 ou 40 anos. Um mapa de presença informada da espécie encontra-se na figura 10.

Alguns pescadores antigos também reportaram a presença do salmão, desaparecido há muitos anos, o qual apresentava aparência e hábitos similares ao da piracanjuba (*B. orbignianus*). Tal fato sugere a presença de outra espécie de *Brycon* na região, talvez *B. hilarii* da bacia do Paraná, provavelmente já extinta na bacia do rio Uruguai nos trechos médio e superior e com nenhum registro no sistema SIBIP NEODAT III.

O presente trabalho objetivou originalmente analisar a distribuição de *S. scripta* na bacia Uruguai. Entretanto, verificou-se frequente confusão dos entrevistados em identificar a espécie tanto pelo nome (confusão do suruvi com o suribím-pintado) quanto pela fotografia, já que este era confundido com o jundiá (*Rhamdia sp.*) na região do alto Uruguai. Assim, optou-se também por não modelar a distribuição da espécie, apresentando-se somente o mapa de distribuição informada (Figura 11).

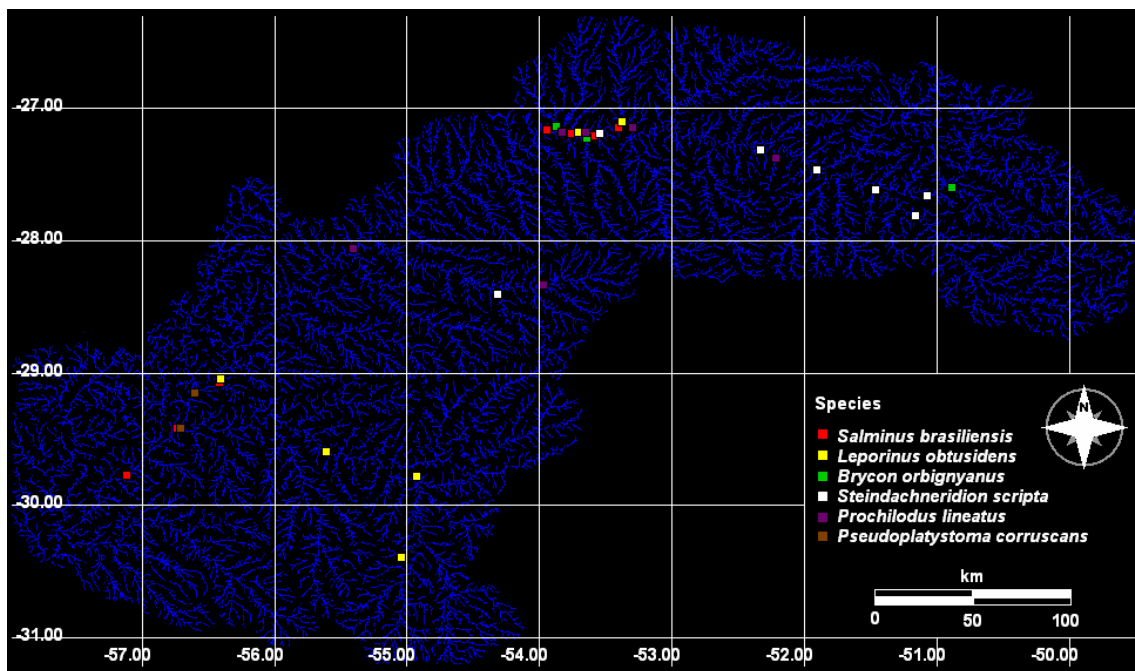


Figura 5: Dados de ocorrência de peixes migradores da bacia hidrográfica do rio Uruguai disponíveis no sistema SIBIP NEODAT III e coleção zoológica da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.

Tabela 2: Parâmetros de ajuste e parâmetros de aderência do modelo logístico de probabilidade de ocorrência de *Salminus brasiliensis* na bacia do rio Uruguai.

Parâmetro	Média	Erro Padrão	Wald	Significância
PMF Altitude	6,093	0,102	59,91	0,000
PMF Área de Bacia	6,950	0,064	107,9	0,000
b1	-1,870	0,397	4,704	0,000
b2	1,061	0,234	4,529	0,000
$e^{(PMF\ Altitude)}$ (em metros)	445,0			
$e^{(PMF\ Área\ de\ Bacia)}$ (em km ²)	1045			
Soma Resíduos ao quadrado	10,98			
Percentagem Aderência Total	80,63			
Percentagem Aderência Positiva	83,28			
Percentagem Aderência Negativa	76,57			

Tabela 3: Parâmetros de ajuste e parâmetros de aderência do modelo logístico de probabilidade de ocorrência de *Prochilodus lineatus* na bacia do rio Uruguai.

Parâmetro	Média	Erro Padrão	Wald	Significância
PMF Altitude	5,876	0,113	51,81	0,000
PMF Área de Bacia	7,037	0,162	43,5	0,000
b1	-4,918	14,789	0,333	0,370
b2	1,923	7,146	0,269	0,394
$e^{(PMF\ Altitude)}$ (em metros)	359,1			
$e^{(PMF\ Área\ de\ Bacia)}$ (em km ²)	1156			
Soma Resíduos ao quadrado	10,37			
Percentagem Aderência Total	82,17			
Percentagem Aderência Positiva	83,13			
Percentagem Aderência Negativa	82,10			

Tabela 4: Parâmetros de ajuste e parâmetros de aderência do modelo logístico de probabilidade de ocorrência de *Leporinus obtusidens* na bacia do rio Uruguai.

Parâmetro	Média	Erro Padrão	Wald	Significância
PMF Altitude	6,257	0,083	75,77	0,000
PMF Área de Bacia	7,168	0,058	124,2	0,000
b1	-2,535	1,254	2,021	0,022
b2	1,012	0,297	3,404	0,000
$e^{(PMF\ Altitude)}$ (em metros)	523,2			
$e^{(PMF\ Área\ de\ Bacia)}$ (em km ²)	1299			
Soma Resíduos ao quadrado	10,91			
Percentagem Aderência Total	79,31			
Percentagem Aderência Positiva	85,45			
Percentagem Aderência Negativa	69,17			

Tabela 5: Parâmetros de ajuste e parâmetros de aderência do modelo logístico de probabilidade de ocorrência de *Pseudoplatystoma corruscans* na bacia do rio Uruguai.

Parâmetro	Média	Erro Padrão	Wald	Significância
PMF Altitude	5,690	0,135	42,07	0,000
PMF Área de Bacia	8,284	0,132	62,7	0,000
b1	-1,759	0,651	2,701	0,003
b2	1,551	0,760	2,041	0,021
$e^{(PMF\ Altitude)}$ (em metros)	298,6			
$e^{(PMF\ Área\ de\ Bacia)}$ (em km ²)	3997			
Soma Resíduos ao quadrado	8,59			
Percentagem Aderência Total	84,93			
Percentagem Aderência Positiva	68,50			
Percentagem Aderência Negativa	92,33			

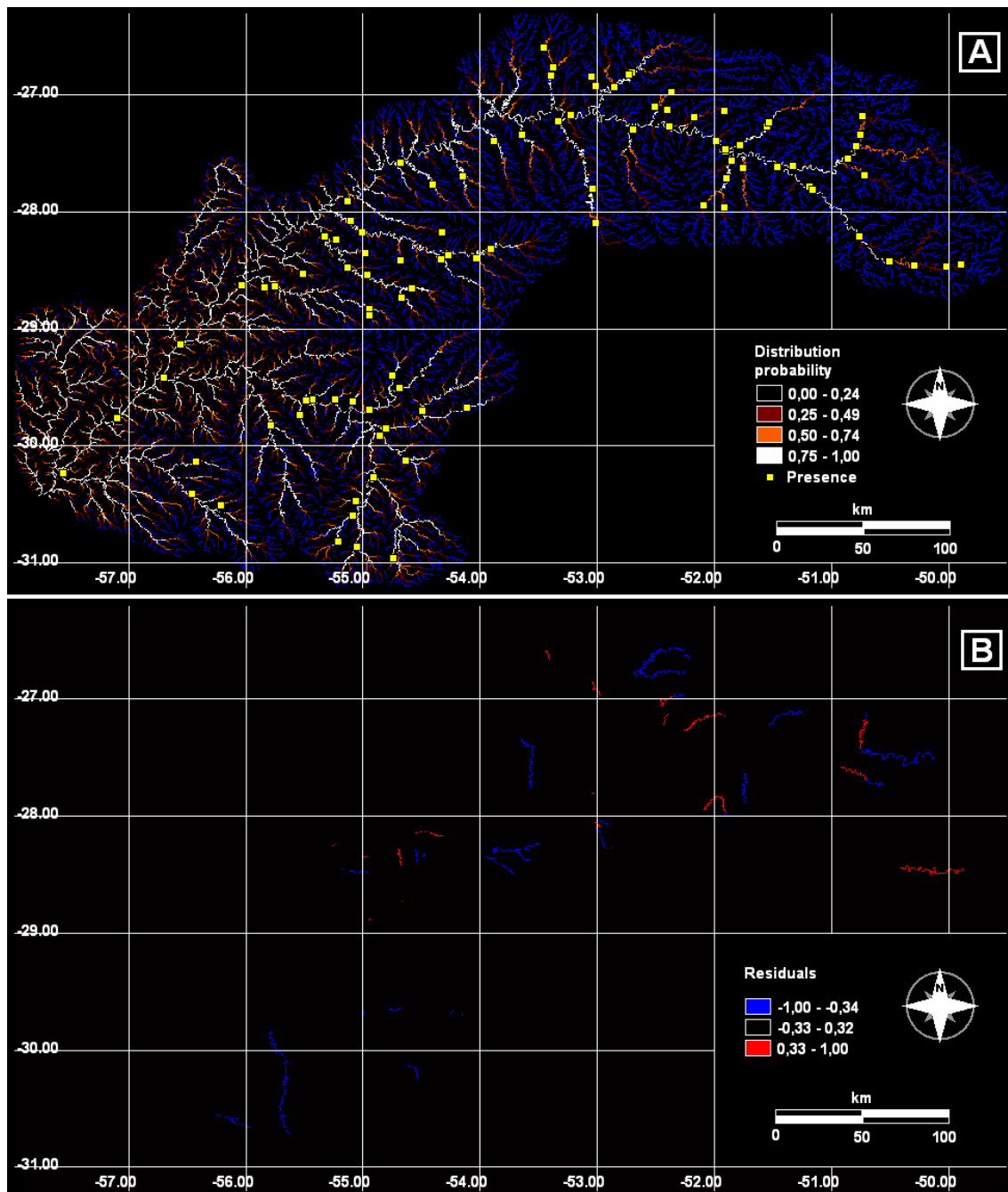


Figura 6: (A) Distribuição presumida de *Salminus brasiliensis* na bacia hidrográfica do rio Uruguai, com probabilidades de ocorrência de zero (0%) a um (100%); pontos em amarelo representam ocorrência informada através de entrevistas. (B) Distribuição de resíduos, representados pela diferença entre a presença informada/verificada e a presença prevista no modelo logístico de probabilidade de ocorrência. Resíduos negativos (azul) indicam presença prevista pelo modelo, porém não verificada. Resíduos positivos (vermelho) indicam presença verificada, mas não prevista.

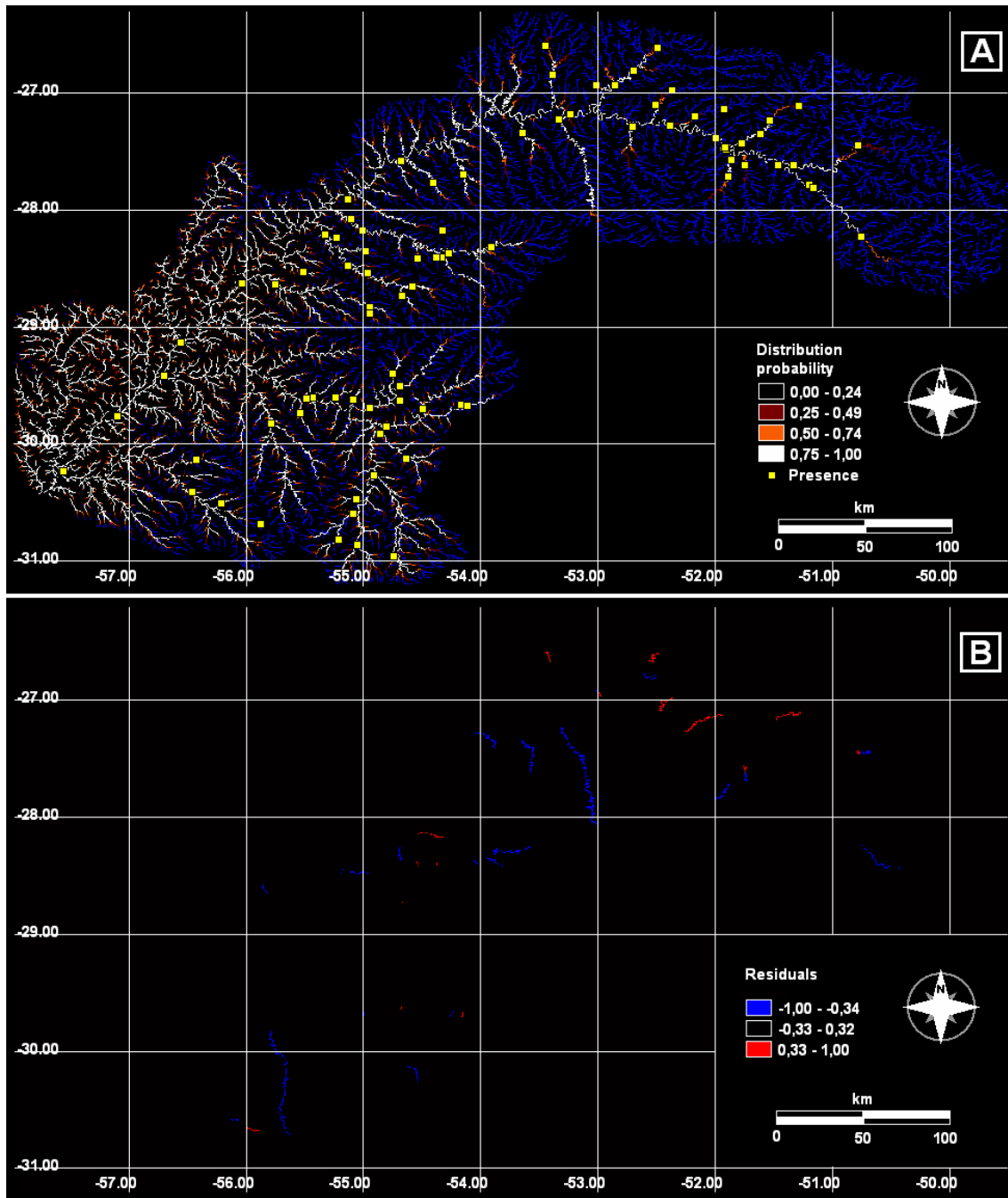


Figura 7: (A) Distribuição presumida de *Prochilodus lineatus* na bacia hidrográfica do rio Uruguai, com probabilidades de ocorrência de zero (0%) a um (100%); pontos em amarelo representam ocorrência informada através de entrevistas. (B) Distribuição de resíduos, representados pela diferença entre a presença informada/verificada e a presença prevista no modelo logístico de probabilidade de ocorrência. Resíduos negativos (azul) indicam presença prevista pelo modelo, porém não verificada. Resíduos positivos (vermelho) indicam presença verificada, mas não prevista.

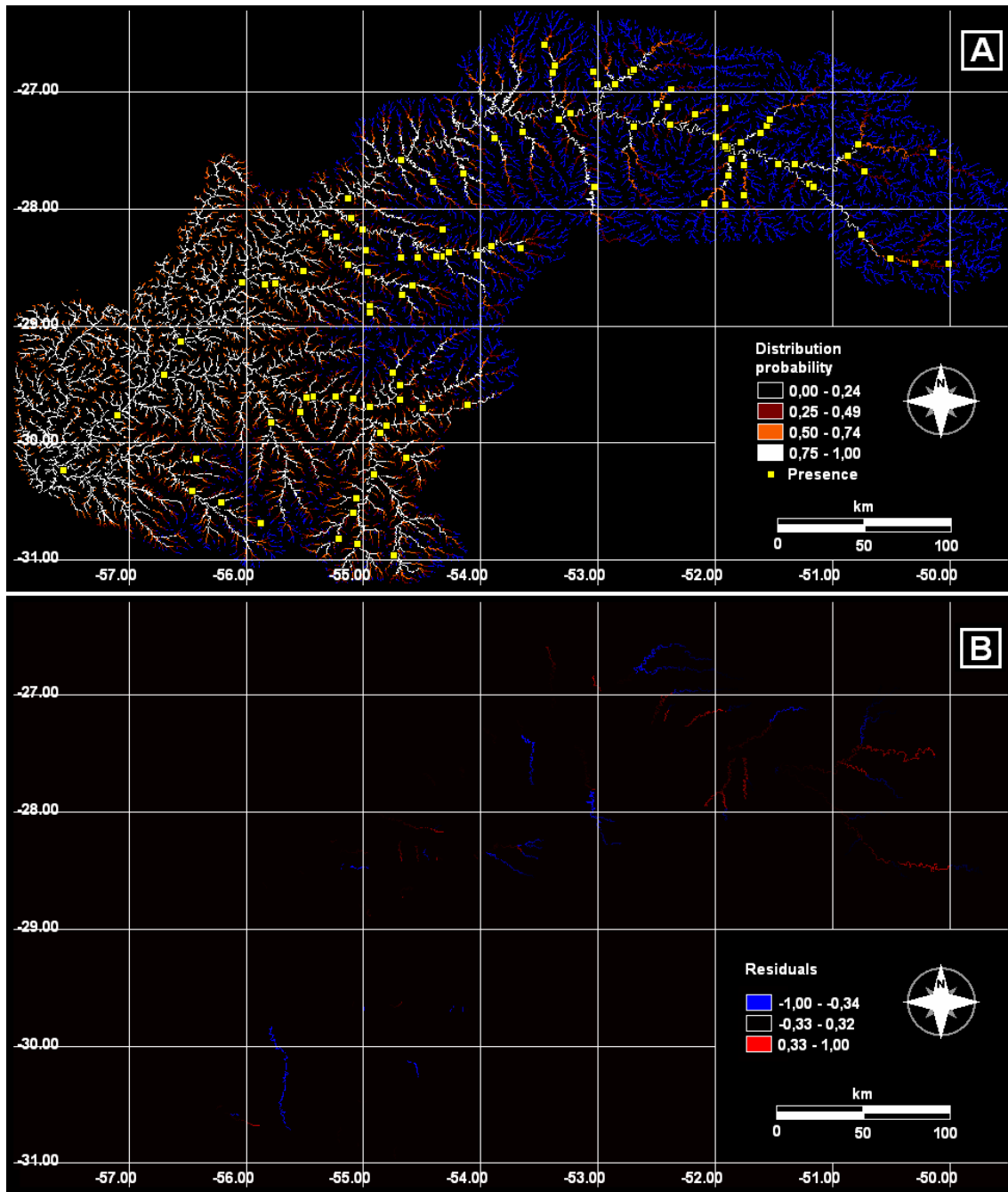


Figura 8: (A) Distribuição presumida de *Leporinus obtusidens* na bacia hidrográfica do rio Uruguai, com probabilidades de ocorrência de zero (0%) a um (100%); pontos em amarelo representam ocorrência informada através de entrevistas. (B) Distribuição de resíduos, representados pela diferença entre a presença informada/verificada e a presença prevista no modelo logístico de probabilidade de ocorrência. Resíduos negativos (azul) indicam presença prevista pelo modelo, porém não verificada. Resíduos positivos (vermelho) indicam presença verificada, mas não prevista.

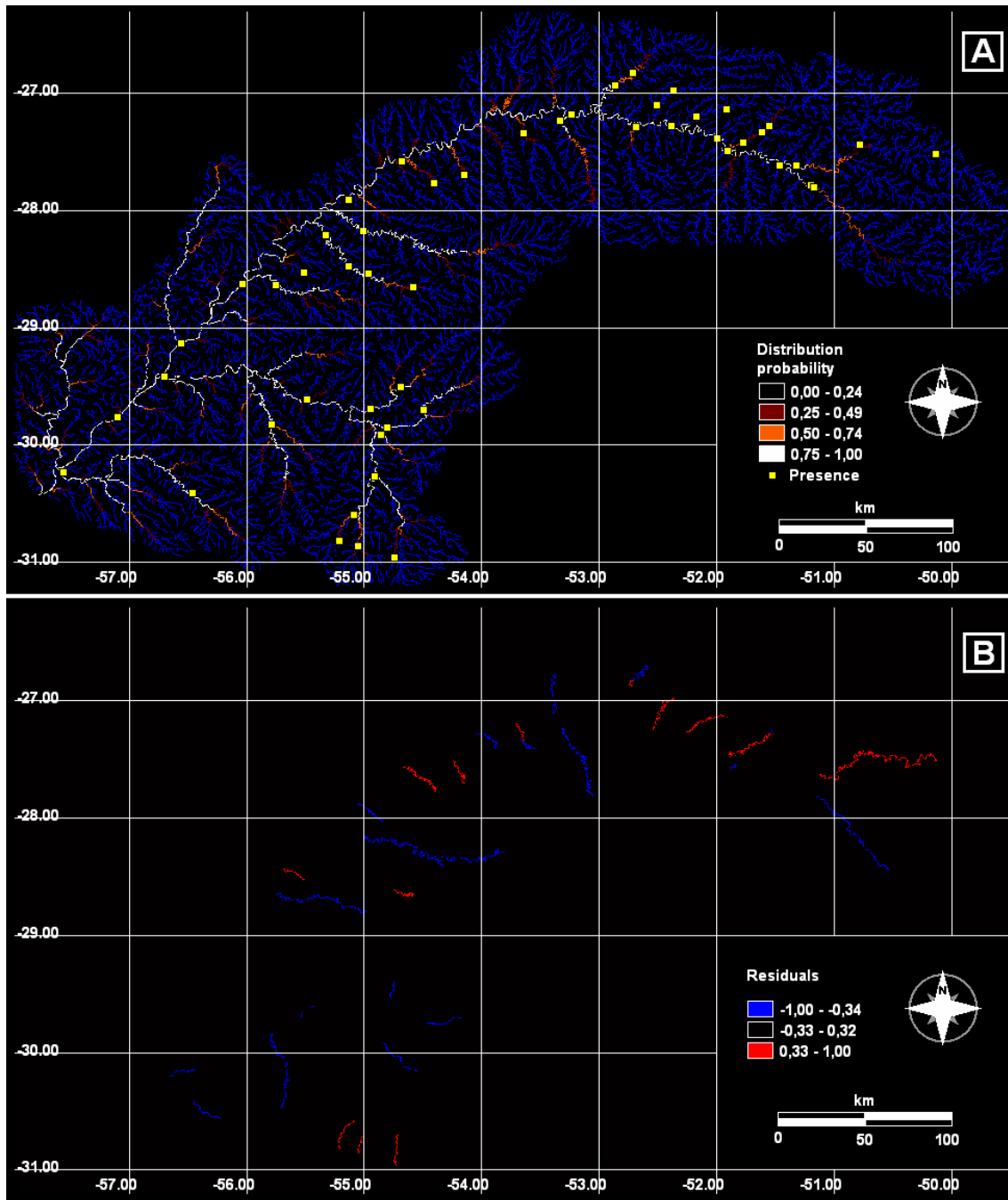


Figura 9: (A) Distribuição presumida de *Pseudoplatystoma corruscans* na bacia hidrográfica do rio Uruguai, com probabilidades de ocorrência de zero (0%) a um (100%); pontos em amarelo representam ocorrência informada através de entrevistas. (B) Distribuição de resíduos, representados pela diferença entre a presença informada/verificada e a presença prevista no modelo logístico de probabilidade de ocorrência. Resíduos negativos (azul) indicam presença prevista pelo modelo, porém não verificada. Resíduos positivos (vermelho) indicam presença verificada, mas não prevista.

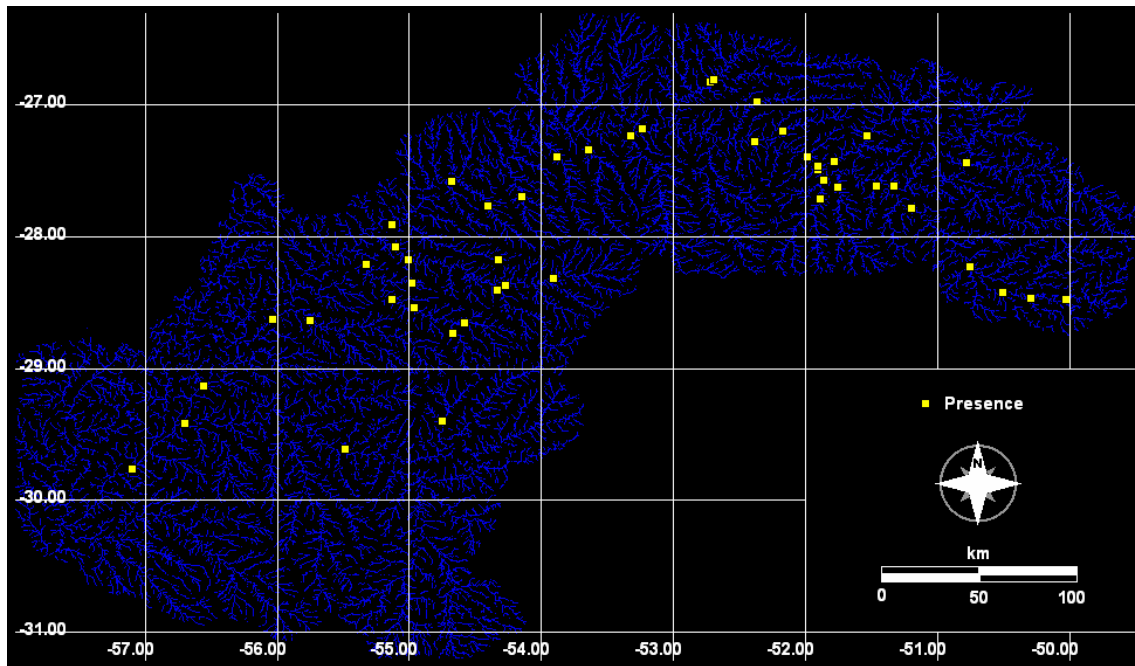


Figura 10: Dados de ocorrência pontual histórica de *Brycon orbignyianus* informados por entrevistas para a bacia do rio Uruguai.

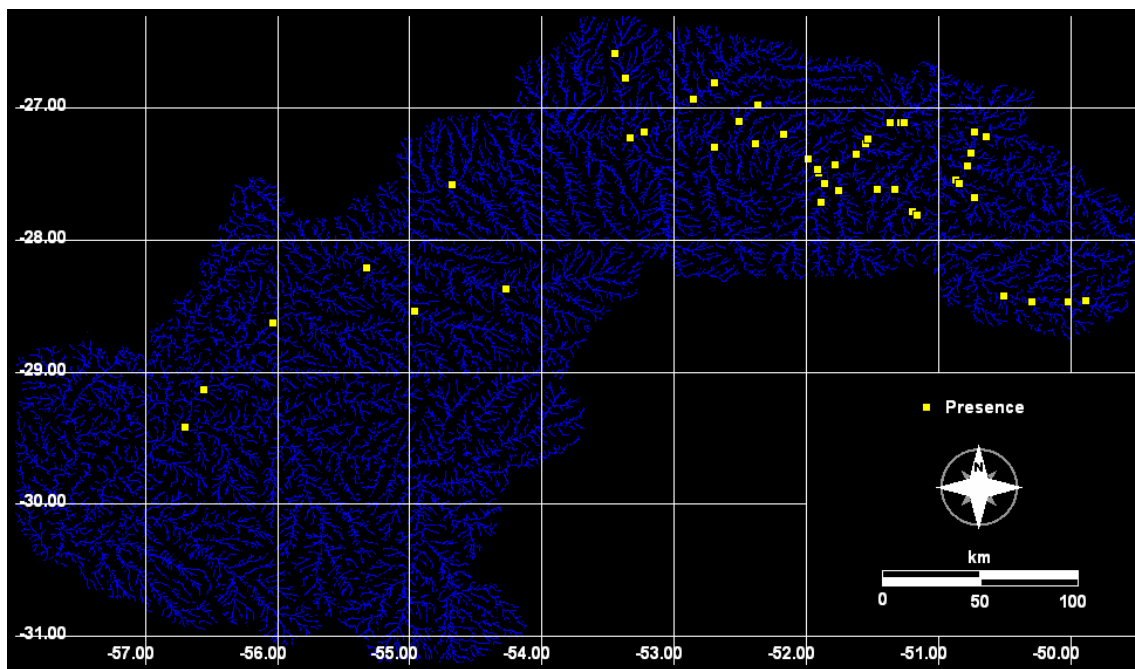


Figura 11: Dados de ocorrência pontual histórica do *Steindachneridion scripta* informados por entrevistas para a bacia do rio Uruguai.

4. DISCUSSÃO

Embora a natureza seja muito complexa e heterogênea para ser prevista no tempo e espaço através de modelos probabilísticos (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000), existe uma necessidade urgente de se conhecer a distribuição das espécies e os fatores intervenientes como base para a tomada de decisão em atividades de conservação (PEARCE & FERRIER, 2000).

Combinando informações referentes às exigências ambientais das espécies com modelos numéricos do terreno derivados de imagens de satélites, é possível realizar estimativas de distribuição potencial e padrões de riqueza de espécies (TURNER *et al.*, 2003). Neste sentido, o geoprocessamento é uma importante ferramenta para gestão ambiental, sendo possível realização de mapeamentos temáticos, diagnóstico ambiental, avaliações de impactos, ordenamentos territoriais e prognósticos ambientais diversos (MEDEIROS & CÂMARA, 2001).

A utilização de modelos baseados em regressões logísticas para cálculos de ocorrência de espécies possui aplicabilidade geral (PEARCE & FERRIER, 2000; SYARTINILIA & TSUYKI, 2008) e potencialmente pode descrever processos biológicos e ambientais (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000; PEARCE & FERRIER, 2000; TURNER *et al.*, 2003; SEYBOND *et al.*, 2007).

A equação logística multivariada (LOGIT) permite estimar a presença de uma espécie a partir de um conjunto de variáveis ambientais de natureza contínua, ordinal ou binária (TABACHNICK & FIDELL, 1996). Embora o modelo estime valores de probabilidade de ocorrência, as probabilidades calculadas não são necessariamente verdadeiras, visto que o efeito de cada parâmetro ambiental pode assumir um comportamento complexo (ALVES & FONTOURA, 2009).

No modelo de equação logística multivariada (LOGIT), apresentado a seguir, cada fator ambiental é multiplicado por um coeficiente (b_1, b_2, b_n), que pondera o efeito relativo do fator. O valor numérico do coeficiente, entretanto, é pouco informativo e não apresenta significado biológico direto.

$$P = e^{(b_0 + b_1.Altitude + b_2.Área_Bacia)} \cdot (1 + e^{(b_0 + b_1.Altitude + b_2.Área_Bacia)})^{-1}$$

No presente trabalho efetuou-se uma modificação desse modelo, com a introdução de um ponto de mudança de fase para cada fator ambiental (*PMF*). Este

ponto de mudança de fase representa o valor do fator que determina a mudança de estado presente/ausente, com base em uma probabilidade de 0,5, no caso do fator ambiental estar atuando sozinho, sem os demais fatores intervenientes. Assim, os coeficientes b_1 , b_2 , b_n funcionam como taxas de mudança de estado, indicando a velocidade relativa com que o fator ambiental muda do estado presente para ausente. De certa forma, o coeficiente b reflete a variabilidade do efeito do fator. Se o fator for altamente determinista e sem variabilidade, o coeficiente b tende a um valor relativo elevado (relativamente à dimensão numérica do fator). Por outro lado, se existe grande variabilidade de dados (presença/ausência) em relação ao fator, então o coeficiente b tende a ter um valor relativo menor. A vantagem do modelo proposto consiste na interpretação direta dos parâmetros envolvidos, embora ao custo da presença de um maior número de parâmetros (um parâmetro adicional para cada variável introduzida). Neste sentido, a opção por um modelo mais complexo não se fundamentou em uma relação de custo/benefício atrelada à capacidade descritiva e o custo em termos de graus de liberdade. Mais do que isto, a opção por um modelo complexo se fez em função da qualidade interpretativa dos parâmetros associados, mesmo que sem ganhos expressivos em termos de poder preditivo.

ALVES & FONTOURA (2009) desenvolveram um trabalho similar para a bacia do rio Jacuí, modelando a distribuição de peixes migradores com base em informações de altitude e área de bacia. Neste projeto, entretanto, adotou-se uma abordagem diferenciada de tomada e processamento de dados. ALVES & FONTOURA (2009) direcionaram o programa amostral para os segmentos de cabeceira, procurando identificar os limites de ocorrência de montante para as espécies em análise. A partir desta matriz de dados, estes autores presumiram a presença das espécies em todos os segmentos de jusante aos pontos mais à montante com presença informada ou verificada. Tal procedimento apresenta a vantagem de multiplicar a matriz de análise, no caso da bacia Jacuí, a um conjunto de cerca de 40.000 pixels de informação. Como inconveniente, o método aplicado por estes autores pode multiplicar erros na medida em que o limite de montante de uma espécie, em cada segmento de rio inventariado, não seja corretamente identificado.

Por outro lado, no presente trabalho, embora se tenha inovado na aplicação de um modelo estatístico diferenciado, optou-se por analisar única e exclusivamente a matriz de dados original, sem qualquer ampliação de presunção de ocorrência. Neste caso, ao invés de uma matriz de milhares de pixels de informação, analisaram-se apenas

os 168 pontos de informação efetivamente obtidos. Ao contrário do programa amostral de ALVES & FONTOURA (2009), que priorizou segmentos de montante dos grandes rios, o programa amostral do presente estudo distribuiu-se de forma ampla por toda a bacia hidrográfica, buscando maior amplitude das variáveis explanatórias. Este procedimento de fez necessário em função da grande extensão da bacia, associado à precariedade da matriz rodoviária, dificultando o acesso a segmentos contínuos de um mesmo rio.

Cabe ressaltar, entretanto, que a diferente abordagem metodológica não se refletiu sobre a qualidade dos modelos propostos, já que em ambos os trabalhos as aderências totais, a diferença percentual entre presenças informadas e estimadas, foi da ordem de 80 a 85%. Este resultado sugere que mesmo um conjunto relativamente pequeno de variáveis geomorfológicas é capaz de apresentar um caráter preditivo importante, talvez em função do elevado conjunto de parâmetros colineares de efeito direto, como temperatura da água, vazão, velocidade de corrente ou turbidez (ALVES & FONTOURA, 2009).

A margem de erro ainda pode ter sofrido influência de outros fatores não contemplados no modelo, como, por exemplo, a presença de barreiras naturais e artificiais. A justificativa para a não utilização da presença de tais barreiras como variável do modelo probabilístico deve-se ao objetivo de identificar a distribuição histórica das espécies na área de estudo. Assim, o modelo proposto abstraiu a interferência posterior dos barramentos construídos na bacia do rio Uruguai, modelando-se a presença das espécies em um contexto de menor impacto (histórico). A estimativa da distribuição histórica também se justifica para subsidiar programas de reintrodução, de forma a que as espécies sejam corretamente introduzidas apenas nos segmentos em que já ocorriam no passado.

Além disso, a incorporação de barreiras naturais mostrou-se inviável no presente modelo. Embora várias barreiras naturais tenham sido identificadas durante a amostragem em campo, a resolução do modelo numérico do terreno (imagem radar em pixel de 92 por 92m) mostrou-se inadequada para a identificação de pequenos acidentes potencialmente significativos.

A tabela 6 apresenta os resultados comparativos de limites de ocorrência de peixes migradores em função de valores de altitude para a bacia Uruguai, Jacuí e da Argentina central.

Tabela 6: Limites altitudinais de ocorrência (m) de peixes migradores para a bacia Uruguai, Jacuí e da Argentina central (valores arredondados na dezena). Os dados referentes à Argentina central referem-se a *Salminus maxillosus* e *Prochilodus platensis* (BISTONI & HUED, 2002).

	Bacia Uruguai	Bacia Jacuí	Argentina Central
<i>Leporinus obtusidens</i>	520	310	-
<i>Salminus brasiliensis</i>	450	290	200 - 400
<i>Prochilodus lineatus</i>	360	300	400 - 600
<i>Pseudoplatystoma curruscans</i>	300	-	-

Através da tabela 6 identifica-se, em relação a dados disponíveis para a Argentina, uma inversão do padrão altitudinal de ocorrência de *Salminus* e *Prochilodus*. Enquanto que na Argentina *Prochilodus* é o peixe migrador que alcança maiores altitudes registradas, este é superado por *Salminus* na bacia do Uruguai. Observa-se também um diferente padrão de ocupação de área na bacia Uruguai em relação à bacia Jacuí. Considerando as espécies comuns a ambas as bacias, enquanto que na bacia Jacuí existe um claro limite altitudinal de 300m, na bacia Uruguai este limite não se verifica. Embora *P. curruscans* apresente um limite altitudinal de 300m, as demais espécies migradoras apresentam limites superiores, atingindo pico de 520m para *L. obtusidens*. Tal resposta pode ser devida a dois fatores principais atuando sinergicamente: (1) diferença genética entre as populações do Jacuí e Uruguai; (2) o efeito combinado da área de bacia, já que na bacia Uruguai, em função da dimensão geral, segmentos de rio de maior volume atingem também maiores altitudes, embora ALVES & FONTOURA (2009) não esclareçam os limites de ocorrência das espécies com relação à área de bacia.

Ao relacionar-se o limite de montante das espécies modeladas com altitude e seqüência dos barramentos de grande porte construídos e planejados para a bacia Uruguai, verifica-se que maioria dos empreendimentos instalados apresenta impacto sobre a migração de peixes. A tabela 7 apresenta as altitudes registradas para os barramentos localizados na calha principal da bacia Uruguai.

Tabela 7: Altitudes registradas para barramentos previstos e instalados na calha principal da bacia Uruguai. Dados de PAIM & ORTIZ (2006) e ANEEL (2009).

Nome do empreendimento	Altitude (m)	Status
Garabi	94	estudo
Itapiranga	193	viabilidade com registro
Foz do Chapecó	265	em construção
Itá	370	operação
Machadinho	480	operação
Barra Grande	647	operação
Pai-Querê	762	estudo

Através da tabela 7 verifica-se que os barramentos em operação encontram-se localizados entre 370 e 647m de altitude, de forma que atuam como barreiras efetivas ao movimento migratório de peixes. Ao mesmo tempo, verifica-se que o barramento de Foz do Chapecó, em construção na cota de 265m de altitude irá ampliar para jusante os segmentos de exclusão para os peixes migradores. Neste contexto, é importante salientar que Garabi e Itapiranga, ainda em processo de estudo, viriam a ampliar ainda mais as áreas de exclusão de peixes migradores na bacia Uruguai. Considerando o já elevado nível de impacto na calha principal do Uruguai superior, seria importante que os segmentos mais de jusante fossem preservados em sua fisionomia natural. A preservação dos segmentos a jusante de Foz do Chapecó justifica-se também pelo elevado nível de conservação das áreas no entorno do Parque Estadual do Turvo, no Rio Grande do Sul, além das grandes extensões de matas nativas ainda presentes em território argentino. Neste contexto, como último barramento de jusante, seria desejável que a usina de Foz do Chapecó funcionasse com ritmo de vazão constante, com variação sazonal de vazão, mas sem variação circadiana em função do ciclo diário de consumo energético. Tal fato se faz necessário porque enquanto flutuações sazonais determinam processos ecológicos e têm influencia direta na migração, maturação, crescimento e alimentação das espécies, variações circadianas no nível da água prejudicam gravemente a vegetação ripária, causando a morte de espécies e dificultando o acesso ao alimento de peixes frugívoros (AGOSTINHO *et al.*, 1993; AGOSTINHO *et*

al., 1995; GOMES & AGOSTINHO, 1997; AGOSTINHO *et al.*, 2004; BESSERT & ORTÍ, 2007), como *B. orbignianus*, já criticamente ameaçada em toda a bacia.

Por outro lado, cabe destacar que a UHE de Pai-Querê (762m), prevista para o rio Pelotas, embora se encontre fora do limite de distribuição das espécies de peixes migradores, está localizada em área prioritária de conservação do bioma Mata Atlântica (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007), gerando intenso debate sobre as questões ambientais envolvidas.

Ao mesmo tempo em que se fraciona a calha principal do rio Uruguai superior em uma sucessão de lagos, diversas pequenas centrais hidrelétricas (PCH's) encontram-se em fases diferenciadas de estudo para implantação em cascata nos principais tributários da bacia. Neste contexto, é importante que o processo de licenciamento seja efetuado para a bacia como um todo, e não isoladamente para cada empreendimento. Considerando que alguns rios apresentam extensão suficiente para a manutenção de populações viáveis de peixes migradores, seria importante que estes fossem mantidos inalterados em relação à fisionomia original, enquanto que outros rios poderiam ser impactados com barramentos em cascata de forma a otimizar o aproveitamento energético.

Com relação a atividades de conservação importantes para os peixes migradores da bacia, a manutenção trechos de rios não barrados é de extrema relevância (POSTEL & RICHTER, 2003; ANTONIO *et al.*, 2007; MOYLE & MOUNT, 2007). Pelo fato de investimentos em barramentos serem tendências em relação à bacia Uruguai (WWF, 2004; GODINHO & KYNARD, 2008), promover linhas de usos dos recursos por parte das concessionárias de barramentos e a operação das usinas hidrelétricas de acordo com o fluxo sazonal dos rios pode tornar a atividade sustentável (AGOSTINHO *et al.*, 2004).

Pela primeira vez modelos estatísticos de distribuição de espécies de peixes migradores estão sendo descritos para as bacias hidrográficas do Sul do Brasil. Todas atividades de conservação que permitam que as espécies completem seu ciclo de vida podem ser ações importantes para mitigar impactos, em especial de empreendimentos hidrelétricos. Esses empreendimentos devem ser criteriosos e levar em consideração todos os aspectos ambientais, sociais e econômicos envolvidos (ZANIBONI-FILHO & SHULTZ, 2003), visando proporcionar a manutenção das espécies migradoras de grande porte nos principais rios da bacia Uruguai.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* em distintas fases del ciclo de vida em la planície de inundación del alto rio Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brazil. **Revue d'hydrobiologia tropicale** 26(1), 79-90.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A.; THOMAZ, S. M. 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society. Rio de Janeiro, Brazil, 59-104.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICIDE, F. M. 1997. **Ecologia e manejo pesqueiro em reservatórios do Brasil**. Editora Maringá, Paraná: EDUEM, v. 1, 501pp.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO, H. F. 1999. **Peixes da bacia do alto rio Paraná**. In: LOWE MCCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes neotropicais. São Paulo: EDUSP, cap. 16, 374-400.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: Effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** 14, 11-19.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade** 1, 70-78.

AGOSTINHO, A. A.; MARQUES, E. E.; AGOSTINHO, C. S.; ALMEIDA, D. A.; OLIVEIRA, R. J.; MELO, J. R. B. 2007. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes?. **Neotropical Ichthyology** 5(2), 121-130.

ALMEIDA, V. L. L.; RESENDE, E. K.; LIMA, M. S., FERREIRA, C. J. A. 1993. Dieta e atividade alimentar de *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) no Pantanal do Miranda-Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Unimar** 15, 125-141.

ALVES, T. P.; FONTOURA, N. F. 2009. Statistical distribution models for migratory fish in Jacuí Basin, South Brazil. **Neotropical Ichthyology** 7(4), 647-658.

ANDRADE, P. M.; BRAGA, F. M. S. 2005. Reproductive seasonality of fishes from lotic stretch of the Grande River, high Paraná basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 65, 387-394.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. 2006. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. ANEEL: Brasília, Brasil.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. 2009. **www.aneel.gov.br**. ANEEL: Brasília, Brasil (Acesso em 18/X/2009).

ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. 2006. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool to evaluate fishing and stability. **Neotropical Ichthyology** 4(2), 253-260.

ANTONIO, R. R.; AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; BAILLY, D.; OKADA, E. K.; DIAS, J. H. P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes?. **Neotropical Ichthyology** 5(2), 177-184.

BARBIERI, G.; SALLES, F. A.; CESTAROLLI, M. A.; TEIXEIRA-FILHO, A. R. 2004. Estratégias reprodutivas do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimbatá, *Prochilodus lineatus* no rio Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, com ênfase nos parâmetros matemáticos da dinâmica populacional. **Acta Scientiarum** 26(2), 169-174.

BARRERO, N. M. L.; RIBEIRO, R. P.; VARGAS, L.; POVH, J. A.; GOMES, P. C.; MANGOLIN, C. A.; BOSO, K. M. O.; GUALDA, T. 2008. Caracterização genética de estoques de *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Characiformes, Prochilodontidae), utilizados em programas de repovoamento: Importância para a conservação da ictiofauna e do ecossistema. **Biosciences Journal** 24(4), 86-93.

BERTOLETTI, J. J. 1987. Contribuição ao conhecimento de passagens de peixes em barragens no Rio Grande do Sul. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS** 42, 131-138.

- BESSERT, M. L.; ORTÍ, G. 2007. Genetic effects of habitat fragmentation on blue sucker populations in the upper Missouri River (*Cycleptus elongatus* Lesueur, 1918). **Conservation Genetics** 9(4), 821-832.
- BISTONI, M. A.; HUED, A. C. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. **Brazilian Journal of Biology** 62(4), 753-764.
- BRAGA, V. M.; REZENDE, J. L. P. 2007. **Proteção legal das áreas de preservação permanente no entorno de hidrelétricas no Estado de Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Lavras, 87 pp.
- BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management** 30, 492-507.
- CAPELETI, A. R.; PETRERE, M. 2006. Migration of the curimatá *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall “Cachoeira das Emas” of the Mogi Guaçu river – São Paulo, Brazil. **Bisociences** 66(2b), 651-659.
- CAROSFELD, J.; HARVEY, B. 2003. Fishes of the floods. In: CAROSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Eds.), **Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status**. Victoria: World fisheries Trust/World Bank/IDRC, 03-11.
- CENTRAIS ELÉTRICAS DO SUL DO BRASIL S/A. 1985. **Aqüicultura**. Florianópolis: ELETROSUL.
- CLARK LABS. 2006. **Idrisi Andes, Version 15.0**. Worcester, MA: Clack University.
- COLLIER, M.; WEBB, R. H.; SCHMIDT, J. C. 1996. **Dams and rivers: A primer on the downstream effects of dams**. US Geol. Surv., Reston, VA. Circular 1126.
- FURUYA, W. M. 2001. Espécies nativas. In: MOREIRA, H. L. M.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R. P.; ZIMMERMANN, S. (Eds.). **Fundamentos da moderna aquicultura**. ULBRA Canoas, 83-90.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia** 48, 747-759.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B. 2008. Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs. **River Research and Applications** 25(6), 702-712.

GODOY, M. P. 1975. **Peixes do Brasil, subordem Characoidei, Bacia do Rio Mogi-Guaçu, Vol II**. Editora Franciscana, Brasil, 217-398.

GODOY, M. P. 1987. A escada de peixes da Cachoeira das Emas, rio Mogi-Guaçu, Estado de São Paulo, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS** 43, 139-151.

GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. 1997. Influencing of flood regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná river, Brazil. **Fish Management Ecology** 4, 263-274.

GRAF, W. L. 2005. Geomorphology and American dams: The scientific, social, and economic context. **Geomorphology** 71, 03-26.

GRAF, W. L. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. **Geomorphology** 79, 336-360.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling** 135, 147-186.

HAHN, L. 2000. **Diversidade, composição da ictiofauna e aspectos da biologia de *Salminus maxillosus* e *Prochilodus lineatus* no rio Uruguai superior, entre Mondai e Itapiranga, Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado em zoologia. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 46 pp.

HAHN, L.; CÂMARA, L. F.; REIS, R. E.; VOTTO, A. G. 2001. Monitoramento ictiofaunístico e limnológico no reservatório da Usina Hidrelétrica de Passo Fundo, Gerasul, RS. **Relatório de pesquisa Gerasul**. 04 pp.

HAHN, L. 2007. **Deslocamento de peixes migradores no rio Uruguai e no sistema misto de migração da barragem de Itaipu**. Tese de doutorado. Fundação Universidade Estadual de Maringá. 26 pp.

HALL, C. A. S. 1972. Migration and metabolism in temperate stream ecosystem. **Ecology** 53, 585-604.

HUBER, N.; RENNO, J. 2006. Historical biogeography of South American freshwater fishes. **Journal of Biogeography** 33. 1414-1436.

IBAMA. 2008. **Tabela de tamanhos mínimos de captura e transporte de peixes no Brasil**. Publicação avulsa, IBAMA, República Federativa do Brasil.

KELMA, J.; PEREIRA, M. V. F.; NETO, T. A. A.; SALES, P. R. H. 2002. Hidreletricidade. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Eds.), **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 371-418.

LOWE-McCONNEL, R. H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

MACHADO, V.; SHULTZ, U. H.; PALMA, L. P.; RODRIGUES, J. J. S. 2005. Mitochondrial DNA variation and genetic population structure of the migratory freshwater fish dourado *Salminus brasiliensis* (Characidae). **Acta Biologica Leopoldensia** 27(2), 107-133.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. 2008. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Ministério do Meio Ambiente. Volume II, 908 pp.

MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. 2006. Changes in hydrologic regime by dams. **Geomorphology** 71, 61-78.

MEDEIROS, J. S.; CÂMARA, G. 2001. **Geoprocessamento para projetos ambientais**. Publicação do Ministério da Ciência e Tecnologia, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 37 pp.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE: SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS. 2005. **Relatório Parcial RT3 – Caderno Regional da Região Hidrográfica do Uruguai**. Brasil OEA 01/002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2007. **Áreas prioritárias para conservação dos biomas brasileiros**. MMA: Brasília, Brasil.

- MOL, J. H.; MÉRONA, B.; OUBOTER, P. E.; SAHDEW, S. 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology** 5(3), 351-368.
- MOYLE, P. B.; MOUNT, J. F. 2007, Homogenous rivers, homogenous faunas. **Proceedings of National Academy of Sciences** 104(14), 5711-5712.
- NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the World's large river systems. **Science** 308, 405-408.
- NOGUEIRA, S. P.; SOLER, F. D.; MASCARIN, A. F. 2008. Entraves do procedimento de licenciamento ambiental do setor elétrico. **PCH Notícias & SPH News** 10(39), 22-26.
- NUÑER, A. P. O.; ZANIBONI-FILHO, E.; SCHULTZ, J. H.; SOUZA, S. L. 2006. **Estudo da migração do dourado (*Salminus brasiliensis*) no alto rio Uruguai, Brasil, com uso de biotelemetria**. P & D ANEEL/Tractebel Energia. Relatório. 3 pp.
- OLDANI, N. O.; IWASKIW, J. M.; PADÍN, O. H.; OTAEGUI, A. 1992. **Fluctuaciones de la abundancia de peces en el alto Paraná (Corrientes, Argentina)**. Publicaciones de la Comisión Administradora del Rio Uruguay, 43-45.
- PAIM, E. S.; ORTIZ, L. S. 2006. **Hidrelétricas na bacia do rio Uruguai: Guia para ONG's e movimentos sociais**. Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra Brasil. 80 pp.
- PEARCE, J.; FERRIER, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. **Ecological Modelling** 133, 225-245.
- PETRERE JR., M.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; JÚLIO-JR., H. F. 2002. Review of the fisheries in the brazilian portion of the Paraná/Pantanal basin. In: COWX, I. G. (Ed.), **Management and ecology of lake an reservoir fisheries**. London: Fishing News Book, 123-143.
- PITCHER, T. J.; HART, P. J. B. 1982. **Fisheries ecology**. Connecticut: AVI Publishing Company Inc, 117-140.
- POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BRAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B.; SPARKS, R.; STROMBERG, J. 1997. The natural flow regime. **BioScience** 47, 769-784.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRITT, D. M.; PEPIN, D. M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of National Academy of Sciences** 104(14), 5732-5737.

POSTEL, S.; RICHTER, B. 2003. **Rivers for life**. Island Publishing, Washington, DC, USA.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology** 68, 137-156.

POWER, M. E.; DIETICH, W. E.; FINLAY, J. C. 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. **Environmental Management** 20(6), 887-895.

PRINGLE, C. M., FREEMAN, M. C.; FREEMAN, B. J. 2000. Regional effects of hydrological alterations on riverine macrobiota in the New World: Tropical-temperate comparisons. **BioScience** 50, 807-823.

RAMELLA, M. S.; KROTH, M. A.; MEURER, S.; NUÑER, A. P. O.; ZANIBONI-FILHO, E.; ARISI, A. C. M. 2006. Genetic variability in four fish species (*Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Salminus brasiliensis* and *Steindachneridion scripta*) from Uruguay River Basin. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 49(4), 589-598.

REIS, R. E.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S.; MALABARBA, L. R. 2003. Peixes Ameaçados do RS. In: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Edipucrs. 632 pp.

RESENDE, E. K. 1992. Bioecologia do curimatá, *Prochilodus lineatus* no pantanal do Miranda-Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Limnol. Brasil**. Vol. 4, 261-276.

RINGUELET, R. A.; ARAMBURU, R. H.; ARAMBURU, A. A. 1967. **Los peces argentinos de agua dulce**. Editora de la Plata, Argentina, 305 pp.

SANTOS, S. C. 2003. A geração hídrica de eletricidade no sul do Brasil e seus impactos sociais. **Etnográfica** 7(1), 87-103.

SCHLOSSER, I. J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. In: MATTHEWS, W. J.; HEINS, D. C. (Eds.), **Community and evolutionary ecology of North American stream fishes**. University of Oklahoma Press. 17-24.

SEYBOND, H.; ANDRADE, J. S.; HERRMANN, H. J. 2007. Modeling river delta formation. **PNAS** 104(43), 16804-16809.

SHIBATTA, O. A.; CHEIDA, C. C. 2003. **Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia, 20, 469-473.

SILVA, E. A. 2007. Transformações sócio-espaciais e a problemática ambiental no Brasil: O caso das hidrelétricas. **Caminhos da Geografia** 8(23), 34-40.

SILVE, E. M.; POMPEU, P.S. 2008. Análise Crítica dos estudos de ictiofauna para o licenciamento ambiental de 40 PCH no estado de Minas Gerais. **PCH Notícias & SPH News**, 9(37), 22-26.

SYARTINILIA, S. T; TSUYKI, S. 2008. GIS-Based modeling of Javan Hawk-Eagle distribution using logistic and autologistic regression models. **Biological Conservation** 141, 756-769.

SYVITSKI, J. P. M.; VOROSMARTY, C. J.; KETTNER, A. J.; GREEN, P. 2005. Impacts of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. **Science** 308, 1770-1774.

SVERLIJ, S. B.; LÓPEZ, H. L.; SCHENKE, R. L.; ROS, A. S. 1998. **Peces del rio Uruguay: Guía ilustrada de las especies mas comunes del rio Uruguay inferior y el embalse de Salto Grande**. Comision Administradora del rio Uruguay (CARU), 05 pp & ilustraciones.

TABACHNICK, B. G.; FIDELL, L. S. 1996. **Using Multivariate Statistics**. Northridge, California, USA: Harper Collins College Publishers.

TURNER, W.; SPECTOR, S.; GARDINER, N.; FLADELAND, M.; STERLING, E.; STEININGER, M. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 18(6), 306-314.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. 1998. **Neotropical Ichthyology: An overview**. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, C. A. S. (eds.). Phylogeny and classification of Neotropical fishes. Porto Alegre: EdiPUCRS, 603 pp.

VÁZQUEZ, J. B.; LOPEZ-ROBLES, A.; SOSA, D. F.; SAEZ, M. P. 1979. Águas. In: VÁZQUEZ, J. B.; MIATELLO, R. A.; ROQUE, M. E. (Eds.), **Geografía física de la provincia de Córdoba**. Buenos Aires, Argentina. 139-211.

VAZZOLER, A. E. A. 1996. **Biologia e reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. EDUEM, Maringá,, Brazil, 169 pp.

VAZZOLER, A. E. A.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E.; LIZAMA, M. A. P. 1997. **Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 249-265.

WEBER, E., HASENACK, H. & FERREIRA, C. J. S. 2004. **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação**. Porto Alegre, RS: Centro de Ecologia da UFRGS.

WONG, C. M.; WILLIAMS, C. E.; PITTOCK, J.; COLLIER, U.; SCHELLE, P. 2007. **World's Top 10 rivers at risk**. WWF International. Gland, Switzerland.

WWF. 2004. **Dam right: Rivers at risk**. WWF Dams Initiative. WWF International. Gland, Switzerland.

WWF. 2006. **Relatório Planeta Vivo**. World Wild Fund Ed. 44 pp.

ZANIBONI-FILHO, E.; SHULTZ, U. H. 2003. Migratory fishes of the Uruguay river. In: **Migratory fishes of South America** (CAROSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A.(Eds.)). Victoria, Canada. 157-194.

ZANIBONI-FILHO, E.; WEINGARTNER, M. 2007. Técnicas de indução da reprodução de peixes migradores. **Revista Bras. de Reprodução Animal** 31, 367-373.