

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**Modelagem de distribuição espacial de três espécies de peixes  
(Characidae) em bacias da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.**

Bruna Arbo Meneses

Trabalho de Conclusão de Curso  
submetido ao Instituto de Biociências -  
UFRGS como requisito parcial para  
obtenção do título de Bacharel em  
Ciências Biológicas.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Fernando Gertum Becker

BANCA EXAMINADORA: Prof. Dr. Márcio Borges Martins

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fontoura

Porto Alegre, Junho de 2011

**Aos examinadores,**

Este estudo está formatado segundo as normas da Revista Neotropical Ichthyology, exceto o idioma e figuras, que estão inseridas ao longo do texto para melhor compreensão.

*"Deve-se escalar montanhas com o mínimo desperdício possível de energia e sem o desejo de chegar a algum lugar. Nossa natureza é que deve determinar a velocidade da escalada. [...] A montanha deve ser escalada num equilíbrio entre a disposição e o cansaço. Aí, quando a gente não estiver mais pensando no que vai encontrar, cada passo será não um meio para alcançar um fim, mas um acontecimento em si mesmo. [...] Viver somente para alcançar um objetivo futuro é mesquinho. A vida floresce nas encostas da montanha, não nos cumes. [...] Mas é claro que sem o cume, as encostas não existiriam. É o cume que define as encostas. Portanto, nós prosseguimos... ainda temos muito que andar... nada de pressa... um passo depois do outro..."*

Robert M. Pirsig

## Agradecimentos

À Anita Macedo, Bianca Darski e Clarissa Britz por terem influenciado de maneira decisiva – e positiva – minha vida acadêmica.

À Margareth Lucena do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul; ao Professor Doutor Luiz Roberto Malabarba do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul; e ao Marco Azevedo da Coleção Científica da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul pela disponibilização dos dados de ocorrência.

À equipe do Laboratório de Ecotoxicologia da UFRGS, especialmente ao Alexandre Arenzon e ao Carlos Eduardo Güntzel por, literalmente, me iniciarem cientificamente.

À equipe do Laboratório de Ecologia de Paisagem pelo aprendizado compartilhado, pelos cafés, pelos chimas e pela companhia, em especial: à Barbara Richter pela compilação dos primeiros dados; ao Lúcio Santos pela calma, ao Lucas de Fries pela calma moderada e à Carina Vogel, pela sinceridade e por me levar pra campo em um dos lugares mais legais do mundo; ao Federico Monte por me “desorientar” no melhor sentido da palavra e por me ensinar a não fazer nenhuma pergunta antes de ler o *help*; ao Fritz por tudo isso e ainda pela orientação, por compartilhar seu conhecimento e pelo incentivo a desvendar ferramentas as quais eu desconhecia, e que agora admiro; à Ana Luiza Matte e à Taís Guimarães, queridas ensinadoras, não só pela mão nos primeiros passos pelos caminhos do geoprocessamento, mas principalmente pelo ombro, pelos *happy hour* – científicos ou não –, pelas conversas, pelas trilhas sonoras e pelo apoio em todos os momentos deste trabalho.

À PROPESQ – UFRGS, pela bolsa BIC concedida entre 01/08/2010 e 31/07/2011.

Ao Google e ao Angelo Meneses por sempre terem as respostas para as minhas perguntas.

À Ana Carolina Melo e à Karina Amaral pelas opiniões, pelos sorrisos e pela alegria.

Ao Diego Alvares por resolver meus dilemas “modelísticos”, pelo incentivo e por sempre fazer eu aprender uma coisa nova.

À Anita, à Bianca, à Cristina Spadari, ao Felipe Simões, ao Giuliano Brusco, ao Luis Fernando Marin, à Magali Stival, à Michelle Abadie, à Simone Leonardi, à Themis Collares e ao Thiago Saraiva, pelos abraços, pelas inspirações e pela amizade.

Ao Pedro Revillion, à Luciane Osorio, à Gabriela Aranalde e suas famílias, por serem um pouco minhas também, por existirem e por insistirem na cumplicidade, no cuidado, e nas jantãs gordas.

À minha família, de lá e de cá, pelo apoio incondicional.

Ao Angelo e à Beth Meneses, pai e mãe, por manterem meus pés no chão, pelos colos, pelos chazinhos, pelas comidinhas e pelo amor.

À Rê, minha “gêmula”, minha irmã, minha par: vai por mim, somos corpo e alma.

## SUMÁRIO

Resumo.....	6
Introdução.....	7
Área de estudo.....	8
Material e métodos.....	10
Espécies estudadas e registros de ocorrência.....	10
Preditores ambientais.....	13
Modelo e mapa preditivo.....	17
Estado de conservação da zona ripária e das bacias.....	19
Resultados.....	20
Discussão.....	27
Referencias bibliográficas.....	32

# Modelagem de distribuição espacial de três espécies de peixes (Characidae) em bacias da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.

Bruna Arbo Meneses e Fernando Gertum Becker

Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, CEP 91591-970, Porto Alegre, Brasil.

## Resumo

Modelos de distribuição espacial podem contribuir para compreensão do estado de conservação de peixes em riachos e de seus habitats. Neste trabalho geramos mapas de probabilidade de ocorrência de três espécies de peixes de riacho ameaçadas de extinção (*Cyanocharax itaimbe*, *Mimagoniates rheocharis* e *Odontostoechus lethostigmus*, Characidae), e analisamos o estado de conservação das sub-bacias e das margens dos trechos onde a probabilidade de ocorrência é mais alta. Utilizamos dados de presença abrangendo parte da área de distribuição natural das espécies no nordeste do RS. Os modelos de distribuição foram feitos a partir de altimetria, distância das cabeceiras, declividade, vazão acumulada e classificação de relevo. O algoritmo utilizado para a geração do modelo foi o Maxent e seu desempenho foi avaliado pelo valor da área sob a curva ROC (AUC) e comparação com o conhecimento empírico sobre as espécies. Para os trechos com alta probabilidade de ocorrência das espécies foram delimitadas zonas ripárias de 150 m, além de sub-bacias a montante de cada um dos pontos de ocorrência observada, para estimativa do grau de antropização baseado no uso e cobertura do solo em 2005. A altitude e o fluxo acumulado tiveram contribuição mais relevante para os modelos de distribuição (AUC >0.9). Mais de 50% dos trechos de maior probabilidade de ocorrência de cada espécie apresentaram zona ripária com grau de antropização maior do que 70% na bacia do rio Três Forquilhas, enquanto na bacia do rio Maquiné, *O. lethostigmus* apresentou maior proporção de trechos em bacias com alto grau de antropização. *Mimagoniates rheocharis* e *C. itaimbe* tiveram maior proporção de trechos em bacias relativamente conservadas, com grau de antropização entre 50 e 25%. *M. rheocharis* teve sua extensão potencial de ocorrência maior do que *O. lethostigmus*, além de ocorrer em trechos com maior altitude, onde as margens estão mais conservadas.

Palavras-chave: Characidae, Maxent, SIG, distribuição espacial, estado de conservação.

## **Introdução**

Modelos de distribuição espacial são utilizados para projetar no espaço geográfico os padrões de ocorrência de espécies, na forma de mapas de probabilidade de ocorrência, e representam um método empírico de inferir estatisticamente sobre a distribuição de espécies sob diferentes processos (Zimmermann *et al.*, 2010). Esta abordagem é muito utilizada para organismos em ambiente terrestre, e vem sendo utilizada para peixes nos últimos anos, especialmente em bacias com áreas amplas, para as quais há informações mapeadas disponíveis como mapas de clima (Schaefer & Arroyane, 2010), aspectos físicos do solo (McNyset, 2005), uso e cobertura do solo (Hopkins & Burr, 2009; Kumar *et al.*, 2009), entre outros (Davies *et al.*, 2000; Brierley *et al.*, 2003; Dauwalter & Rahel 2008; Alves & Fontoura, 2009; Esselman & Allan, 2011).

Os modelos de distribuição podem contribuir para a avaliação do estado de conservação das regiões de ocorrência preferencial das espécies e mesmo para monitorar alterações do uso da terra, barramentos, retificações e de características hidrográficas ou da planície de inundação associadas que interfiram com o habitat de espécies ameaçadas ou de interesse para conservação. As bases de dados existentes em sistemas de informação geográficas (SIG) são ferramentas úteis nesta avaliação, incluindo informações do estado de conservação ambiental, e servem como suporte de decisão para guiar políticas de conservação e de manejo, como também para direcionar esforços de campo (Dauwalter & Rahel, 2008).

Em riachos situados em biomas florestais, as condições de habitat e a história natural das espécies de peixe podem apresentar forte relação com a vegetação presente na margem ripária, mas também com a cobertura geral na bacia de drenagem (Becker *et al.*, 2004; Vilella *et al.*, 2004). Logo, alterações na vegetação terrestre podem afetar a conservação de habitats e espécies no ambiente aquático.

A Mata Atlântica encontra-se em situação crítica de alteração, figurando entre os 25 *hotspots* mundiais, que considera as regiões mais ricas em biodiversidade e mais ameaçadas do planeta (CIB, 2000). Tal alteração em grande escala constitui um grave problema para aqueles que estudam os aspectos históricos da evolução e distribuição dos peixes nas regiões de Mata Atlântica, pois a alteração na floresta pluvial influencia

o tipo de habitat em qualquer trecho do curso de um rio, mas principalmente perto das nascentes, onde os riachos são mais estreitos (Menezes *et al.*, 2007).

Nesse sentido, a modelagem de distribuição de espécies pode ser um meio de estimar a distribuição de espécies ameaçadas relacionando-as com as características do meio, a fim de avaliar os impactos que as alterações, especialmente as de origem antrópica, tem sobre sua distribuição.

Assim, são objetivos deste trabalho: gerar mapas de probabilidade de ocorrência para três espécies de peixe de riacho em área de Mata Atlântica e avaliar o estado de conservação do ambiente terrestre nas áreas de distribuição dessas espécies nas bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas. As três espécies estudadas foram *Cyanocharax itaimbe* (Malabarba & Weitzman 2003), *Mimagoniates rheocharis* (Menezes & Weitzman, 1990) e *Odontostoechus lethostigmus* (Gomes 1947), todas pertencentes à família Characidae.

#### Área de estudo

A área de abrangência deste estudo inclui as bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas, situados no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil, tendo sido definida a fim de englobar boa parte da distribuição geográfica conhecida das três espécies em questão.

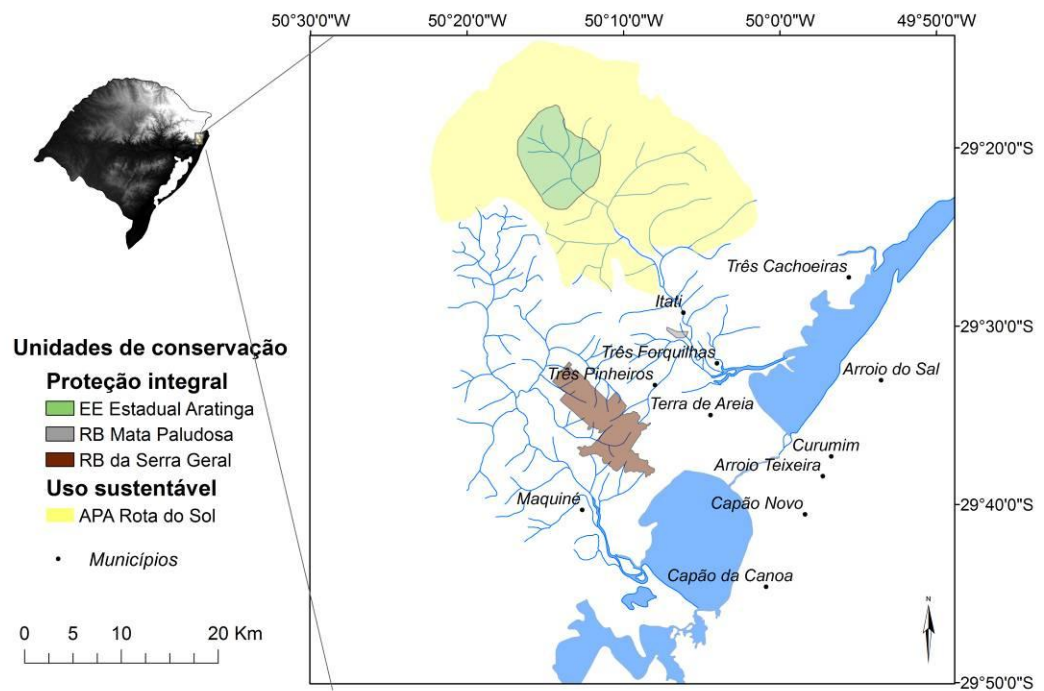
O Litoral Norte do Rio Grande do Sul, uma das regiões inseridas na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, é caracterizado pela seqüência de ambientes paralelos à costa a partir da qual, no sentido leste-oeste, identifica-se a planície costeira, onde encontram-se diversos ambientes (como dunas, áreas úmidas, e inúmeras lagoas costeiras pertencentes) até a interface com a encosta do Planalto Meridional, onde estão entalhados os vales dos rios Maquiné e Três Forquilhas, sendo a primeira considerada Área Prioritária para a conservação de peixes (CIB, 2000). Segundo Strohaecker *et al.* (2006), estas são regiões ambientalmente vulneráveis devido à sua recente formação geológica.

Os vales dos rios Três Forquilhas e Maquiné são muito férteis e tiveram suas porções de Florestas de Terras Baixas devastadas para servir de culturas agrícolas a



partir da metade do século XX, avançando para a retirada de madeiras nobres e culminando com a expansão das ocupações urbanas. (Becker *et al.*, 2004; Brack, 2009).

As bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas estão situadas no nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil, aproximadamente entre as coordenadas 50°21'32"W, 29°45'48"S e 50°00'39"W, 29°17'46"S (Fig. 1). Estão inseridas no sistema do Rio Tramandaí, cuja foz deságua no Oceano Atlântico. A área de drenagem dos rios Maquiné e Três Forquilhas e seus tributários é de 549,4 km<sup>2</sup> e 526,7 km<sup>2</sup>, e suas nascentes se localizam em altitudes de 983 e 1082 metros acima do nível do mar respectivamente. O rio Maquiné deságua na lagoa dos Quadros e o rio Três Forquilhas, na lagoa Itapeva.



**Fig. 1.** Bacias do Rio Maquiné e do Rio Três Forquilhas e Unidades de Conservação nelas localizadas.

Para espécies que não ocorrem em baixas altitudes e em ambientes lênticos, a lagoa dos Quadros e a lagoa de Itapeva, apesar de estarem conectadas (Guimarães, 2009), funcionam como uma barreira para a dispersão desses organismos, causando uma alta taxa de endemismo nestas bacias e a presença de espécies restritas a estes ambientes (Oliveira, 2010).

Nestas bacias, estão incluídos três municípios, sendo dois homônimos às bacias das quais fazem parte, além do município de Itati, localizado no vale do rio Três Forquilhas. Maquiné, Itati e Três Forquilhas são considerados municípios rurais por

apresentarem população inferior a cinco mil habitantes (exceto Maquiné com pouco mais de 6.000) (Censo populacional, 2010), estrutura fundiária baseada na pequena propriedade, ter a maioria dos domicílios ocupada permanentemente (mais de 75%) e ter a economia direcionada principalmente para o setor primário, mas também, recentemente, para o ecoturismo (Strohaecker *et al.*, 2006).

Estão estabelecidas nas bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas, três unidades de conservação de proteção integral e uma de uso sustentável. A Reserva Biológica da Serra Geral (RB Serra Geral) abrange os municípios de Maquiné, Terra de Areia e Itati. Tem área de 48,45 km<sup>2</sup>, ocupando 7,17% da área da bacia do rio Maquiné e 0,76% da bacia do rio Três Forquilhas. A Reserva Biológica Mata Paludosa (RB Mata Paludosa) está localizada no município de Itati e tem área de 1,17 km<sup>2</sup>, equivalente a 0,22% da área da bacia. A Estação Ecológica Aratinga (EE Aratinga) está localizada nos municípios de Itati e São Francisco de Paula, e tem área correspondente a 58,74 km<sup>2</sup> (11,15%). A Área de Proteção Ambiental Rota do Sol (APA Rota do Sol) tem área de 462,74 km<sup>2</sup>, dos quais 243,85 km<sup>2</sup> estão na bacia do rio Três Forquilhas (equivalente a 46,3% da bacia), em território dos municípios Itati, São Francisco de Paula e Três Forquilhas.

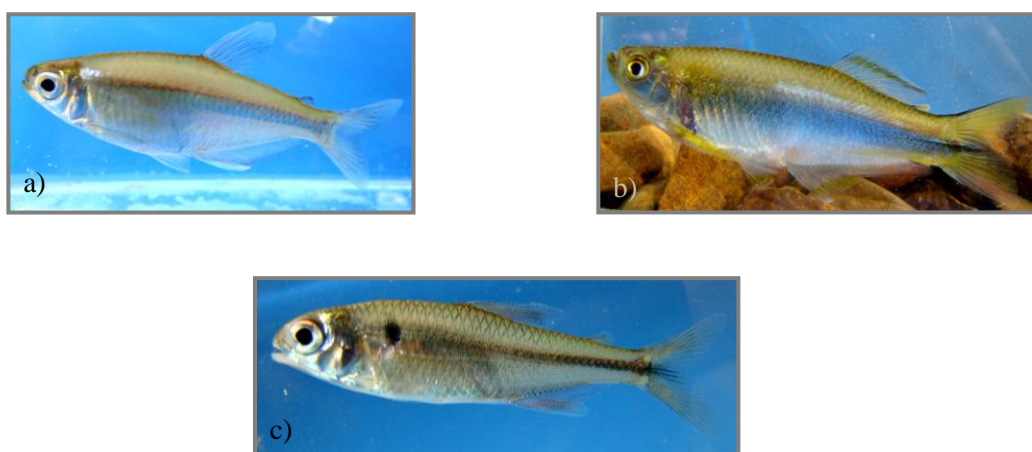
## **Material e Métodos**

Os modelos de distribuição das espécies foram gerados por meio do algoritmo MAXENT versão 3.3.3e (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008; Elith *et al.*, 2011), que relaciona pontos observados de ocorrência de cada espécie com características ambientais espacializadas, para produzir mapas de probabilidade de ocorrência das espécies. A partir desses mapas, foram definidas as regiões de maior probabilidade de ocorrência das três espécies estudadas. Posteriormente, foi analisada a cobertura vegetal ao nível de sub-bacia e de faixa ripária, a fim de verificar o estado de conservação da paisagem nas principais áreas de ocorrência das espécies de peixe.

### **Espécies estudadas e registros de ocorrência**

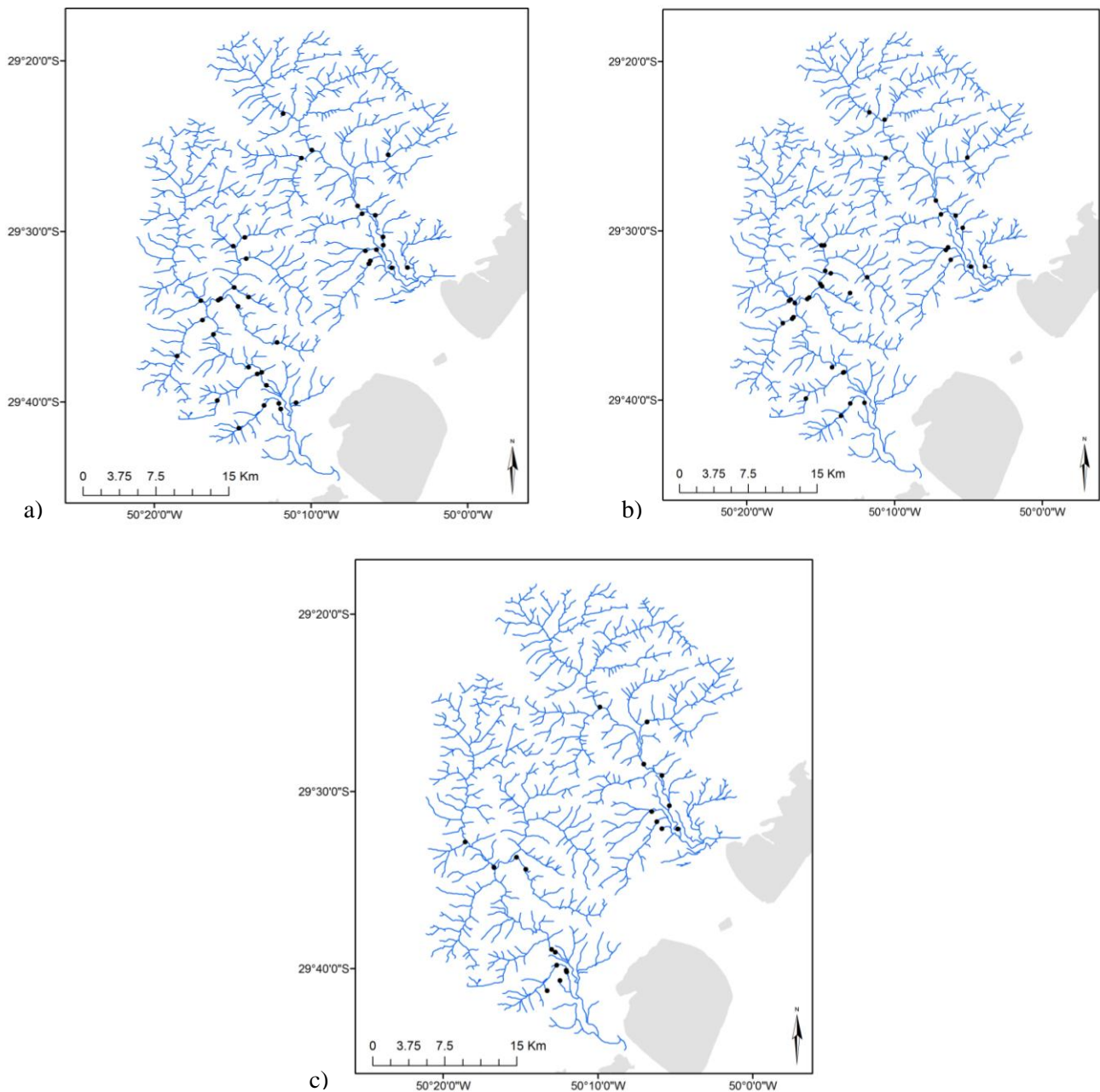
Foram utilizados dados de presença georreferenciados das espécies de peixe *Cyanocharax itaimbe*, *Mimagoniates rheocharis* e *Odontostoechus lethostigmus* (Figs. 2a-c), obtidos com base em registro de coleções científicas do Departamento de

Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (DZUFRGS), do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCT/PUCRS) e da Fundação Zoobotânica (FZB) referentes às bacias e de coletas de campo englobando os rios Três Forquilhas e Maquiné e seus tributários, além de dados de coletas de campo realizadas pela equipe do Laboratório de Ecologia de Paisagem da UFRGS. O conjunto de dados de ocorrência compreendeu 36 pontos da espécie *C. itaimbe*, 38 da espécie *M. rheocharis* e 21 da espécie *O. lethostigmus* (Figs. 3a-c).



**Fig. 2.** Exemplos das espécies utilizadas neste trabalho e coletadas na bacia do rio Três Forquilhas. a) *Cyanocharax itaimbe*, b) *Mimagoniates rheocharis* e c) *Odontostoechus lethostigmus*. Fotos: Taís de Fátima Ramos Guimarães

Integrantes da família Characidae, estas espécies de pequeno porte (entre 4 e 6 cm aproximadamente) têm distribuições geográficas semelhantes e restritas, ocorrendo apenas nos rios que drenam a encosta da Serra Geral entre o nordeste do Rio Grande do Sul e o sul de Santa Catarina, nas bacias dos rios Maquiné, Três Forquilhas, Mampituba e Araranguá – exceto *O. lethostigmus* que ocorre apenas nas três primeiras (Menezes & Weitzman, 1990; Reis *et al.*, 2003). Poucos estudos foram realizados sobre estas espécies (Azevedo, 2000; Dufech *et al.*, 2003; Oliveira, 2010). Duas delas (*M. rheocharis* e *O. lethostigmus*) estão inseridas no Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul (Fontana *et al.*, 2003), na categoria Vulnerável, sob critérios que envolvem a extensão da área de ocorrência restrita a uma região



**Fig. 3.** Pontos compilados no conjunto de dados utilizados neste trabalho, provenientes de coleções científicas e de coletas de campo, compreendendo 36 pontos da espécie *Cyanocharax itaimbe* (a), 38 da espécie *Mimagoniates rheocharis* (b) e 21 da espécie *Odontostoechus lethostigmus* (c).

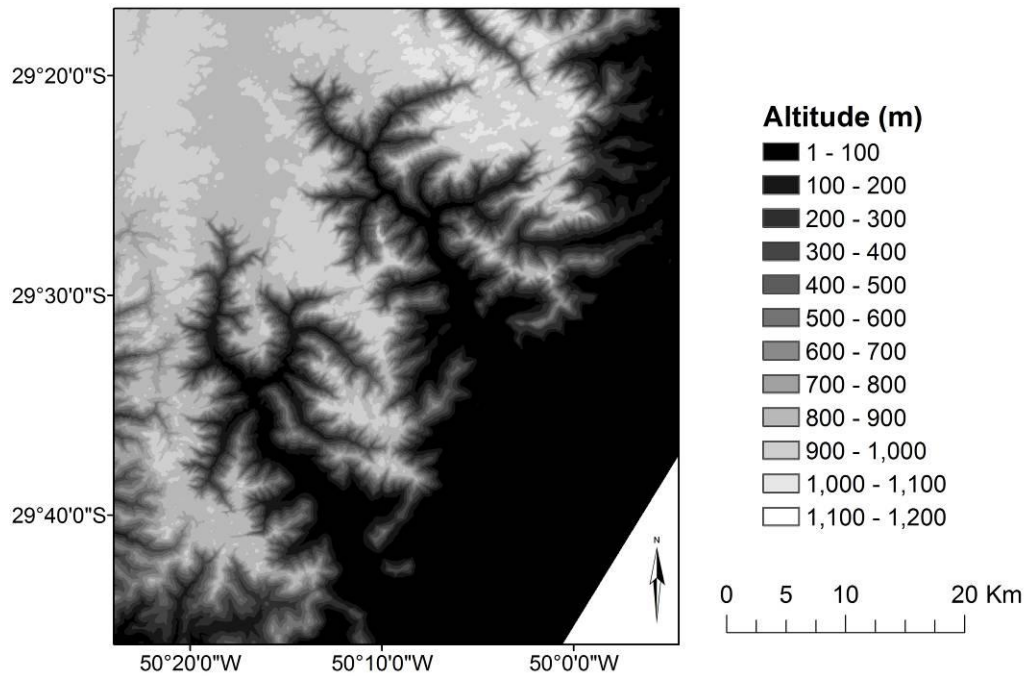
geomorfológica, à dependência de ambientes preservados, à baixa densidade populacional ou pouco numerosa no estado, entre outros. *Mimagoniates rheocharis* também está inserida no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada (Machado *et al.*, 2008), na mesma categoria.

Os habitats ocupados por *M. rheocharis* têm como fator importante a presença de mata ciliar ao redor dos corpos d'água, uma vez que esta favorece a disponibilidade de insetos alóctones, componente predominante na sua alimentação (Dufech *et al.*, 2003). Além disso, a espécie parece ser exigente quanto à qualidade da água, ocorrendo em pequenos remansos próximos às corredeiras, protegidos por pedras ou por vegetação, com oxigênio dissolvido, águas pouco ácidas, e condutividade baixa (Azevedo, 2000). Alterações no ambiente são ameaças para a ocorrência dessa espécie, que tende a desaparecer em locais com mata ciliar alterada e ocorrência de poluição, quase sempre associados às atividades de origem antrópica.

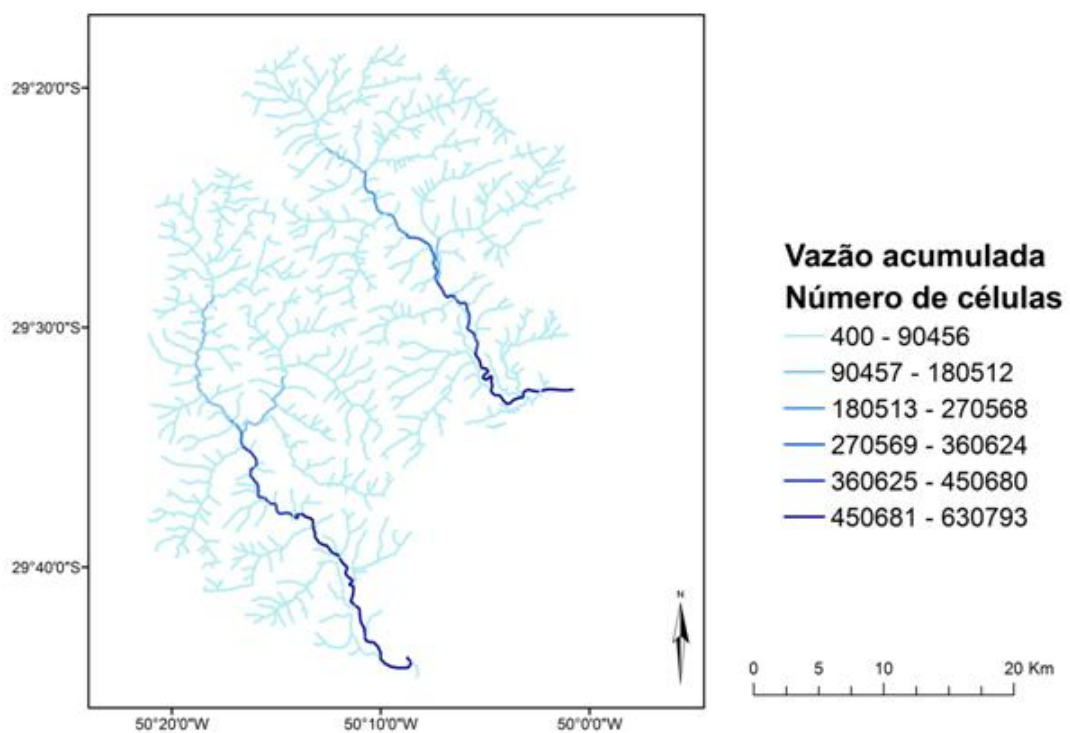
Sobre *C. itaimbe*, sabe-se que esta espécie habita rios e riachos com correnteza entre baixa e média e com águas frias e transparentes (Malabarba & Weitzman, 2003) e que, apesar de ter ocorrência conhecida restrita às mesmas bacias de *M. rheocharis*, não está inserida em qualquer lista de espécies ameaçadas.

#### Preditores ambientais

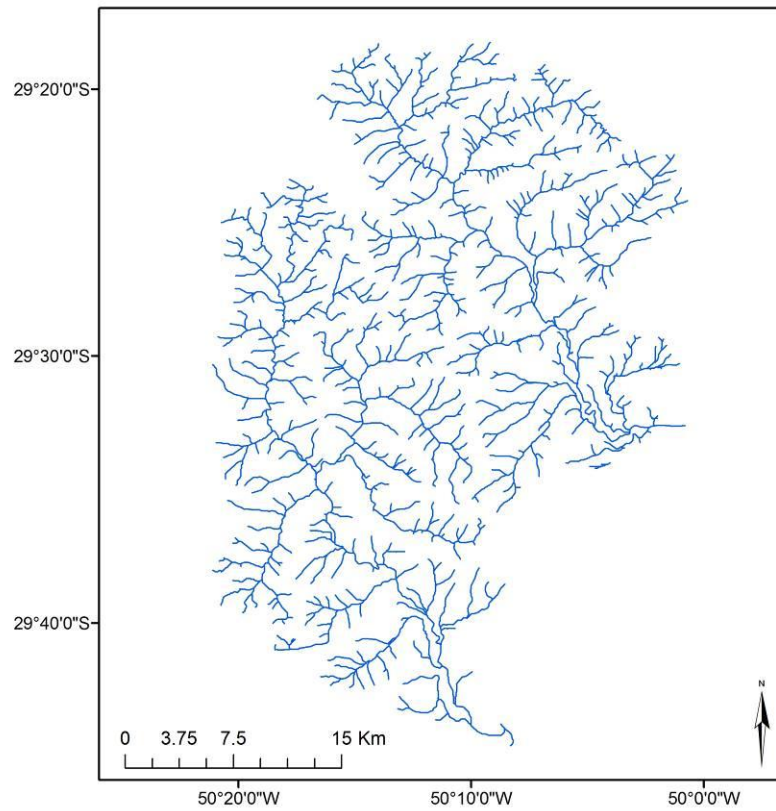
A partir de arquivos no formato *shapefile* com dados de pontos cotados de altitude e curvas de nível em escala 1:50.000 (Hasenack & Weber, 2010), foi gerado, através de interpolação por rede de triângulos irregulares (TIN, do inglês *triangular irregular network*), um mapa de valores contínuos com dados espaciais de altimetria (Fig. 4), de onde foram derivados a vazão acumulada em cada célula da imagem (Fig. 5); a rede de drenagem (Fig. 6); valores de declividade (Fig. 7); a distância de cada célula até as cabeceiras (Fig. 8); e a classificação das formas do relevo (Fig. 9). Essas imagens, formadas por células com resolução de 30 m, foram elaboradas nos softwares de geoprocessamento ArcView 3.2 e ArcGis (ESRI). Para obtermos a rede de drenagem, o mapa de altimetria, passou por um procedimento de preenchimento de depressões (*Fill sinks*), função que corrige possíveis erros no modelo de terreno, como a existência de uma célula cercada de células com altitudes superiores. Em seguida, foi derivada a direção de fluxo (*Flow direction*), que indica a direção de decida à jusante mais íngreme em relação à determinada célula. A vazão acumulada (*Flow accumulation*, obtida a partir da direção de fluxo) representa o número acumulado de células à montante de cada célula da rede de drenagem e, neste estudo, foi utilizada como uma medida indireta do tamanho da área de drenagem a montante de cada célula.



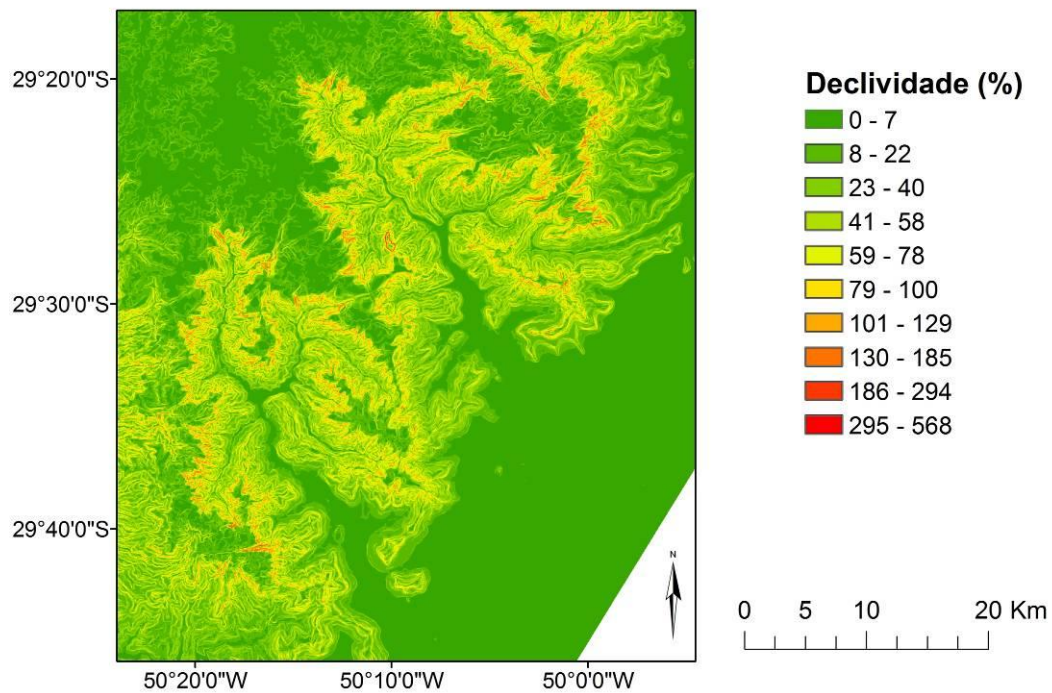
**Fig. 4.** Variável altimetria representada por valores contínuos, obtida por interpolação dos pontos cotados de altitude e das curvas de nível.



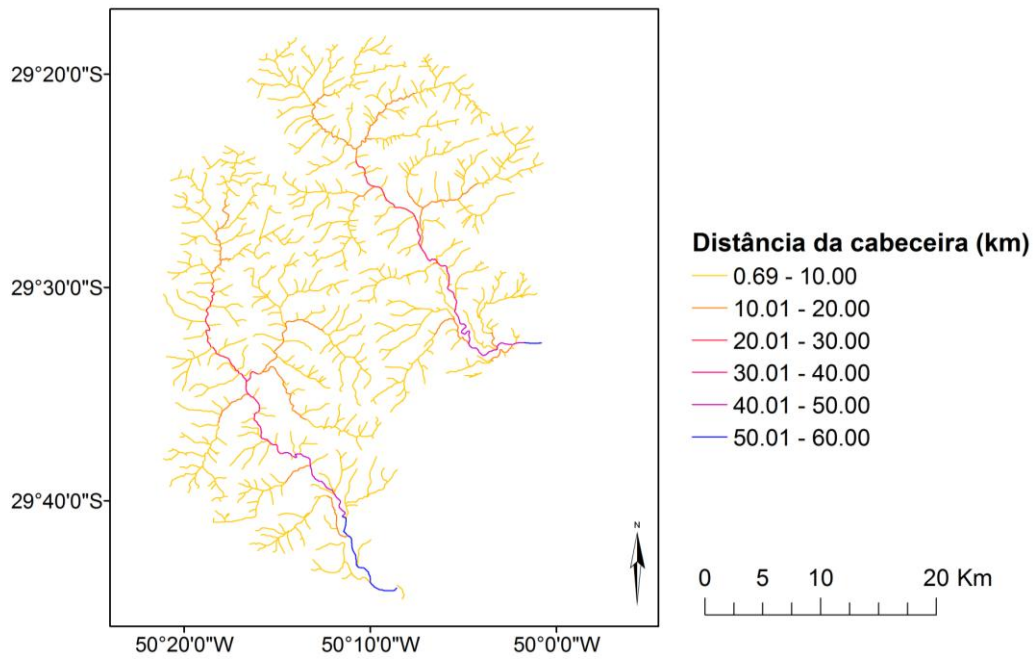
**Fig. 5.** Variável vazão acumulada representada por valores contínuos, obtida por geoprocessamento a partir da imagem de altimetria e de direção de fluxo.



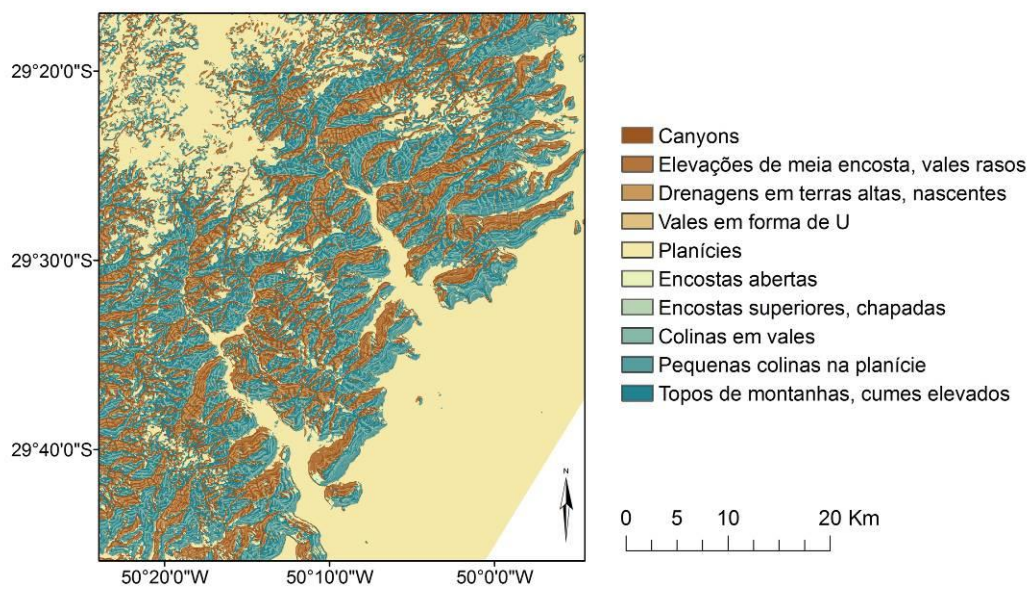
**Fig. 6.** Rede de drenagem das bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas.



**Fig. 7.** Variável declividade representada por valores contínuos de porcentagem derivada da camada altitude.



**Fig. 8.** Variável distância da cabeceira representada por valores contínuos, em quilômetros, obtida a partir da camada de direção de fluxo.



**Fig. 9.** Variável classificação de relevo em formato *raster*, obtida por geoprocessamento a partir da variável altitude.



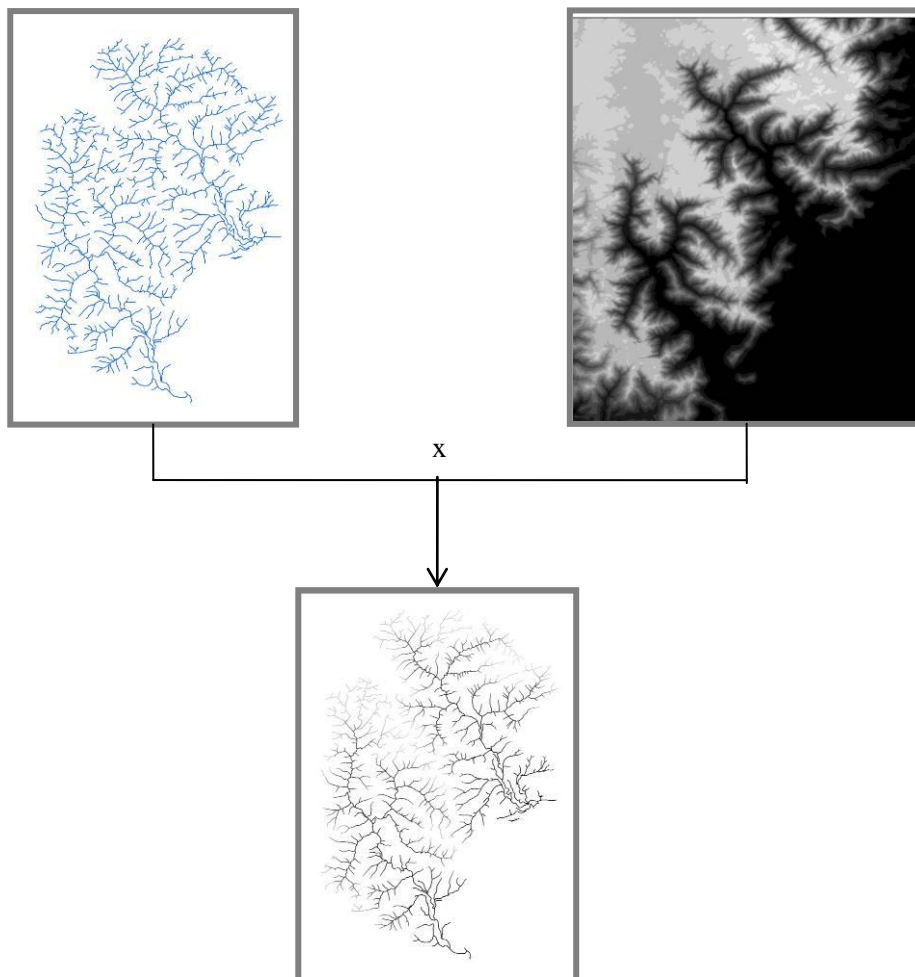
O cálculo de declividade identifica a taxa máxima de mudança de altitude entre cada *pixel* e seus vizinhos, ou seja, a variação máxima da altitude sobre a distância entre o *pixel* e seus oito vizinhos. Dessa forma, quanto menor for a declividade, mais plano é o terreno e menor o índice de presença de corredeiras em determinado trecho de rio. Neste estudo, os valores de declividade foram representados em porcentagem. A classificação do relevo foi derivada de um índice de posição topográfica (TPI) calculado a partir da imagem de altitude e que classifica o terreno em tipos de relevo.

### Modelo e mapa preditivo

As relações entre os registros de presença de cada espécie e as variáveis ambientais foram analisadas utilizando o algoritmo Maxent, versão 3.3.3e (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011), que estima a probabilidade de ocorrência da espécie com base no princípio da máxima entropia (a distribuição mais próxima da distribuição uniforme levando em conta as relações com o habitat). O programa assume uma probabilidade de distribuição uniforme sobre o *background* e muda iterativamente com as camadas ambientais para aumentar a verossimilhança com o conjunto de dados (Hernandez, 2006).

Cada modelo foi a média resultante de 100 réplicas, reamostradas por *bootstrap*, método de reamostragem que repõe os pontos utilizados em cada réplica. De acordo com Guisan & Zimmerman (2000), este é um método adequado para modelos com poucos dados de ocorrência. O algoritmo cria pontos de pseudo-ausências, isto é, células aleatórias da área de estudo, durante a construção do modelo e, por esse motivo, as camadas inseridas no modelo foram delimitadas para o ambiente dos riachos. Isso foi feito dando valor 1 à rede de drenagem e *NoData* para todas as outras células do mapa, e multiplicando-a por cada variável ambiental, de forma que fosse excluído o ambiente terrestre (Fig. 10).

Para avaliar a qualidade do modelo, os dados foram separados em um conjunto de treino, correspondendo a 70% dos pontos de presença, e um conjunto de teste, representado pelos 30% restantes, sorteados novamente a cada réplica. Dessa forma, foi possível quantificar os componentes de erro através de uma matriz de confusão (Tabela 1), sobrepondo os pontos de teste ao modelo gerado pelo conjunto de treino.



**Fig. 10.** Procedimento que excluiu do modelo ambientes terrestres, limitando a área de análise aos ambientes de rios e riachos das bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas. A figura ilustra a variável altitude, mas tal processo foi aplicado para todas as variáveis inseridas no algoritmo.

**Tabela 1.** Matriz de confusão. Adaptado de Pearson, 2007.

	Registro de presença	Registro de ausência
Presença predita	A	B (falso positivo)
Ausência predita	C (falso negativo)	D

A proporção de presenças corretamente previstas constitui a sensibilidade do modelo e a proporção de ausências corretamente previstas, a especificidade (Freeman & Moisen, 2008). As presenças previstas onde não há registro da espécie (B) determinam o erro de sobreprevisão, que pode não ser um erro verdadeiro, uma vez que a espécie pode ocorrer no local e ainda não ter sido amostrada. As ausências previstas onde existe

registro (C) correspondem ao erro de omissão, este sim um erro verdadeiro (Pearson, 2007).

O algoritmo foi executado utilizando as configurações padrão, com número máximo de interações igual a 500, *convergence threshold* igual a  $10^{-5}$ , *regularization multiplier* igual a 1,0 e número máximo de pontos de *background* de aproximadamente 10.000.

O desempenho de cada modelo foi avaliado pelo valor da área sob a curva ROC (AUC), que varia de 0,5 (quando o modelo não é melhor do que o acaso) a 1,0 (para modelos com perfeita habilidade de predição). A contribuição de cada variável ambiental foi medida pelo teste *jackknife*, que cria modelos com cada variável isoladamente e excluindo cada uma delas.

Um ponto de corte de probabilidade foi definido para cada modelo, levando em consideração o balanço entre o menor erro de omissão do conjunto de pontos de teste e a maior área prevista como presente, possibilitando a geração de mapas de presença e ausência previstas que fossem coerentes com o conhecimento empírico da espécie com taxa de erro de omissão próximo de zero.

#### Estado de conservação da zona ripária e das bacias

Para estimativa do grau de antropização das zonas ripárias, *buffers* de 150 m de raio foram delimitados para cada trecho com probabilidade superior o ponto de corte de probabilidade de ocorrência. Além disso, sub-bacias a montante de cada ponto de ocorrência das espécies foram definidas utilizando a imagem de direção de fluxo e a rede de drenagem no *software* ArcGis. Os *buffers* e as bacias a montante de cada ponto de ocorrência foram utilizados como máscaras sobre uma camada de uso e cobertura do solo no formato *shapefile*, interpretada sobre imagem de satélite SPOT ano base 2003, com resolução de 5 m.

A camada de uso e cobertura, no que corresponde à área de estudo em questão, estava originalmente dividida nas classes agricultura, banhado, água, campo/pastagem, estepe gramíneo-lenhoso, dunas, floresta, mata ombrófila densa, mata ombrófila mista, mata secundária, nuvem, pasto manejado, sistema antropizado e sombra. Para facilitar a

análise, reagrupamos estas classes em duas, uma representando as alterações antrópicas e outra representando a cobertura vegetal (Tabela 2).

**Tabela 2.** Classes estabelecidas para estimativa de grau de antropização nas margens ripárias com raio de 150 m e nas bacias a montante de cada ponto de ocorrência das espécies.

CLASSE ORIGINAL	CLASSE REAGRUPADA
Agricultura	
Campo/pastagem	
Pasto manejado	Antropizado
Sistema antropizado	
Banhado	
Estepe gramíneo-lenhoso	
Dunas	
Floresta	Não-antropizado
Mata ombrófila densa	
Mata ombrófila mista	
Mata Secundária	
Sombra	
Nuvem	Outros

As áreas, em km<sup>2</sup>, de cada classe foram calculadas para as bacias dos rios Maquiné e Três Forquilhas, para as sub-bacias a montante de cada ponto de ocorrência e para as faixas ripárias. A estimativa do grau de antropização foi estabelecida através da proporção das classes do grupo antropizado em relação à área total das bacias, das sub-bacias e da faixa ripária. Os graus de antropização foram divididos nas seguintes classes: maior que 70%, entre 50 e 70%, entre 25 e 50% e menor que 25%.

## Resultados

Os valores de AUC foram superiores a 0,90 para os modelos de distribuição de presença das três espécies, e os desvios padrões foram inferiores a 0,04 (Tabela 3).

O critério aplicado para a determinação do ponto de corte foi o mesmo para as três espécies: *Maximum test sensitivity plus specificity* e resultou nos valores mostrados na Tabela 4.

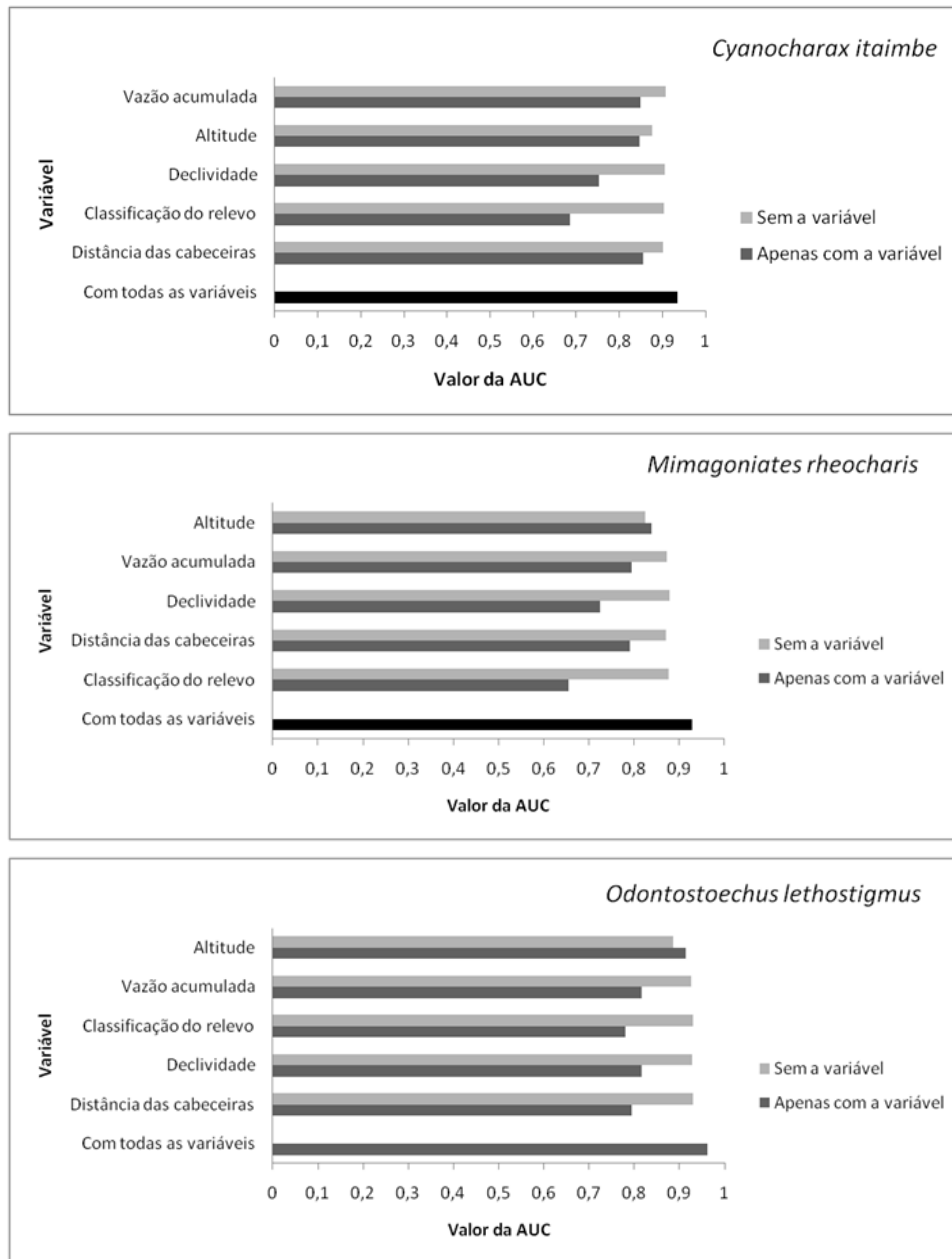
**Tabela 3.** Valores de AUC e desvio padrão para a média dos modelos após 100 réplicas.

	AUC	Desvio padrão
<i>C. itaimbe</i>	0,9363	0,0234
<i>M. rheocharis</i>	0,9279	0,0401
<i>O. lethostigmus</i>	0,9616	0,025

**Tabela 4.** Pontos de corte determinados para a obtenção de mapas binários de presença/ausência para cada espécie.

Espécie	Ponto de corte	Proporção de área prevista como presença	Taxa de omissão para os pontos de teste	Valor – P
<i>C. itaimbe</i>	0.2536	0.2009	0.0309	<0.0001
<i>M. rheocharis</i>	0.2715	0.2088	0.076	<0.0001
<i>O. lethostigmus</i>	0.25	0.1455	0.0233	0.0001

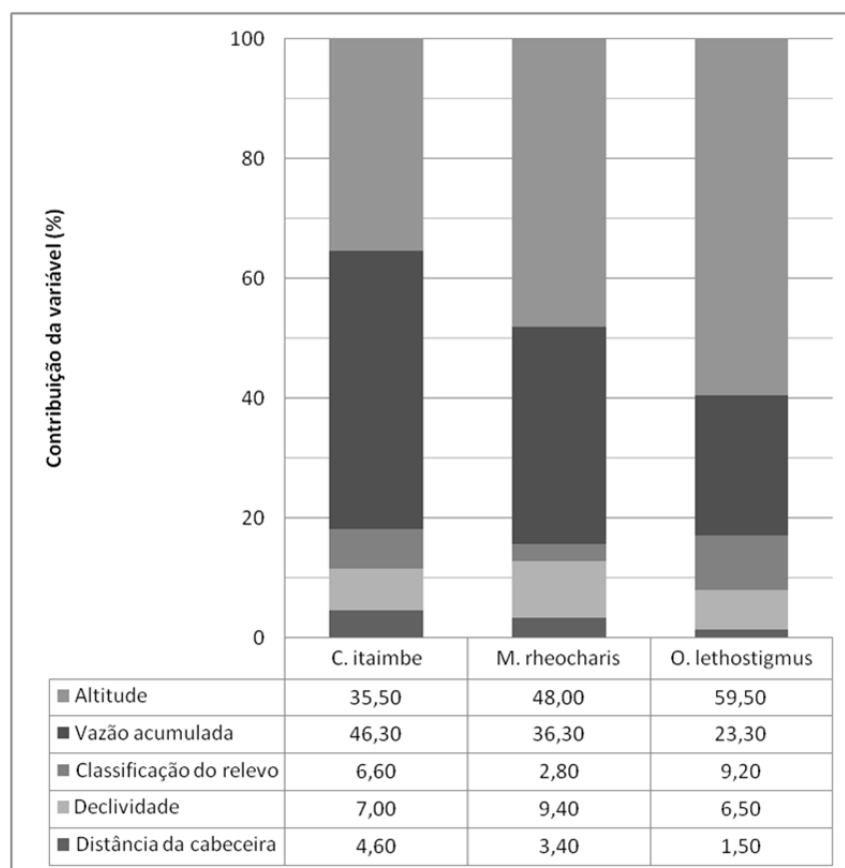
Os resultados dos testes *jackknife* mostraram que para todas as espécies, a AUC com todas as variáveis teve um valor maior do que nas simulações com cada variável isolada ou com todas as variáveis exceto uma (Fig. 11).



**Fig. 11.** Resultados do teste *jackknife* de importância da variável. A ordem das variáveis nos gráficos corresponde à ordem decrescente de porcentagem de contribuição para a geração de cada modelo.

Os modelos indicaram que, para as três espécies, altitude e vazão acumulada (uma medida indireta do tamanho do riacho) foram as duas variáveis mais importantes para a geração do modelo, contribuindo 48% e 36,3% respectivamente para *M. rheocharis*; 59,5% e 23,3% para a *O. lethostigmus*; e 35,5% e 46,3% para *C. itaimbe* (para esta espécie, a vazão acumulada foi mais importante). As porcentagens de

contribuição das outras variáveis somadas representaram menos do que 20%, e a contribuição individual variou de acordo com a espécie, destacando-se a declividade

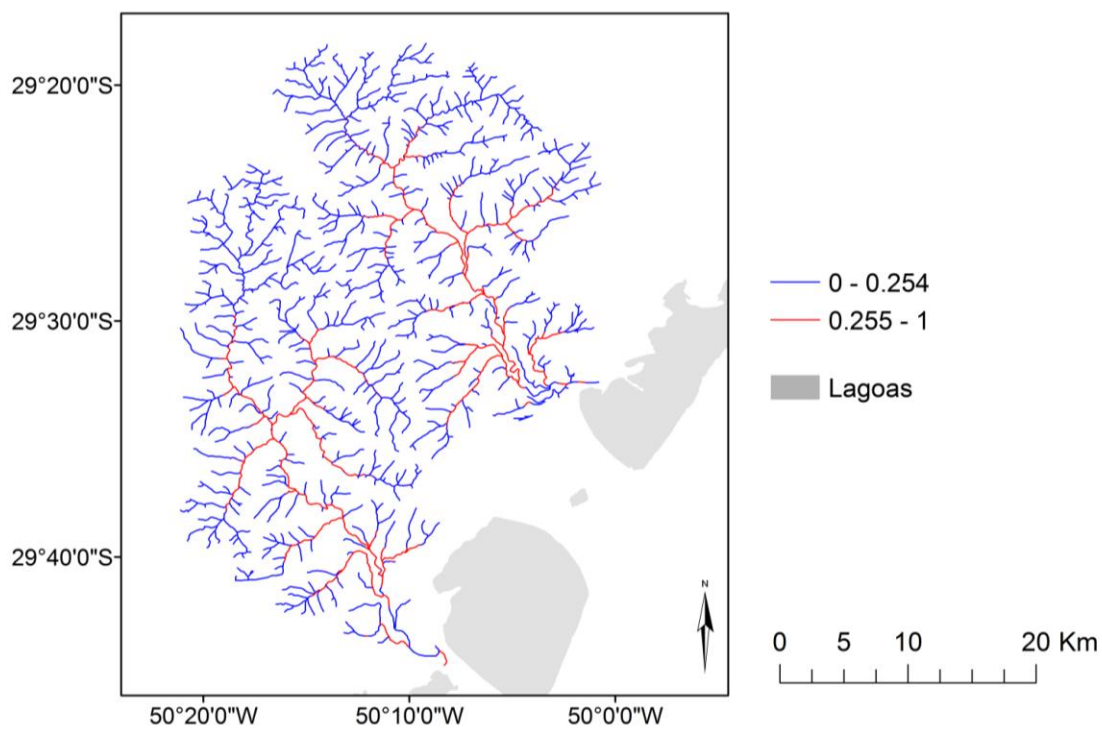


**Fig. 12.** Contribuições relativas das variáveis ambientais sobre cada modelo.

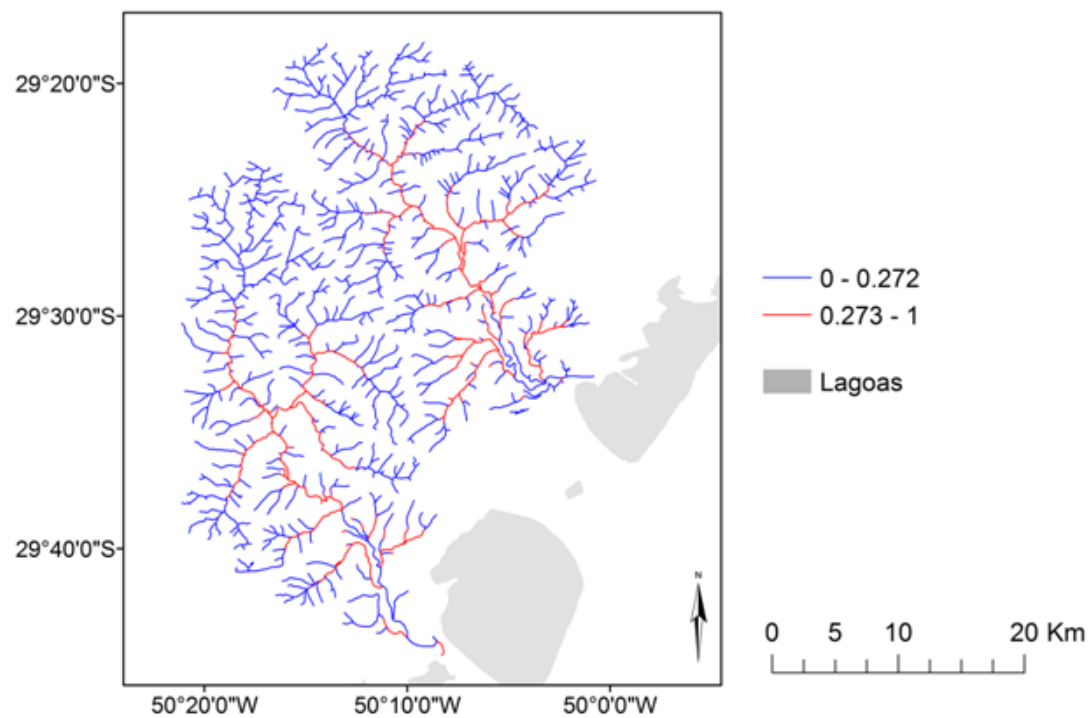
com 7% de contribuição para *C. itaimbe* e 9,4% para *M. rheocharis*, e classificação do relevo com 9,2% para *O. lehostigmus*. (Fig. 12).

As figuras 13, 14 e 15 mostram os mapas de previsão de ocorrência resultantes para as espécies *C. itaimbe*, *M. rheocharis* e *O. lehostigmus*, respectivamente, utilizando o ponto de corte calculado pelo algoritmo. A extensão dos trechos com presença prevista para cada espécie está representada na figura 16.

Na bacia do rio Três Forquilhas, mais de 50% dos trechos de maior probabilidade de ocorrência de cada espécie apresentaram zona ripária com grau de antropização maior do que 70% (Fig. 17a). Já na bacia do rio Maquiné, *O. lehostigmus* apresentou maior proporção de trechos em bacias com alto grau de antropização (42,7%). *M. rheocharis* e *C. itaimbe* tiveram maior proporção de trechos em bacias relativamente conservadas, com grau de antropização entre 50 e 25% (Fig. 17b).

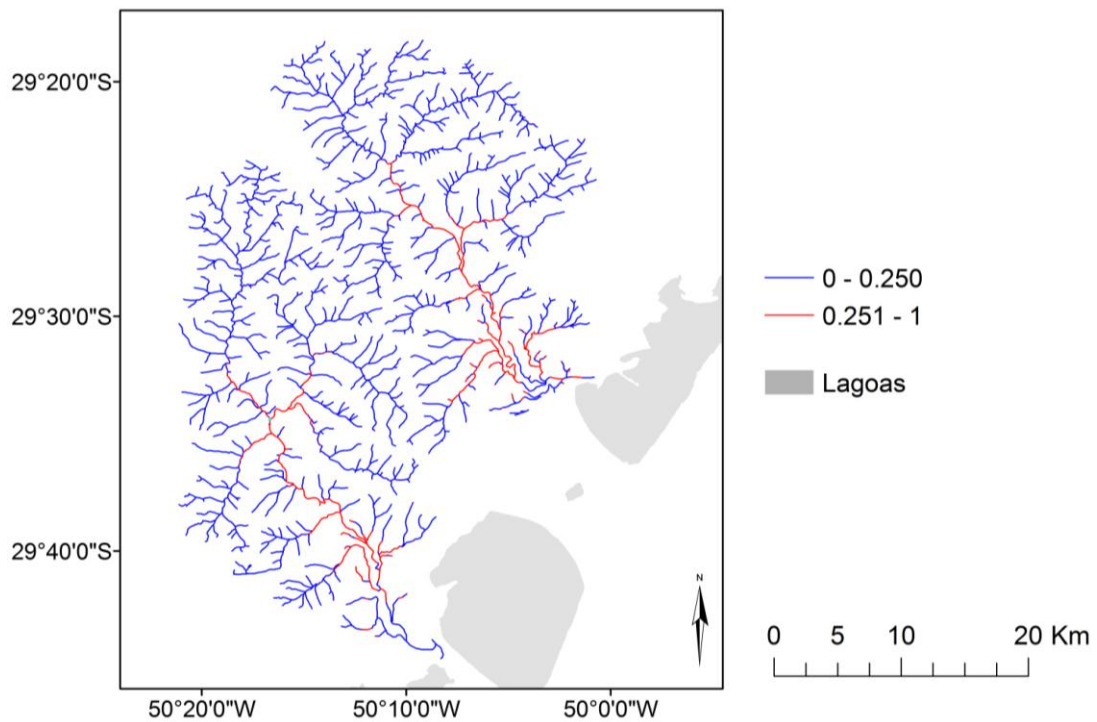


**Fig. 13.** Mapa de ocorrência prevista da espécie *Cyanocharax itaimbe*. Os valores abaixo do ponto de corte calculado pelo modelo (azul) correspondem aos locais onde a espécie tem ausência prevista.

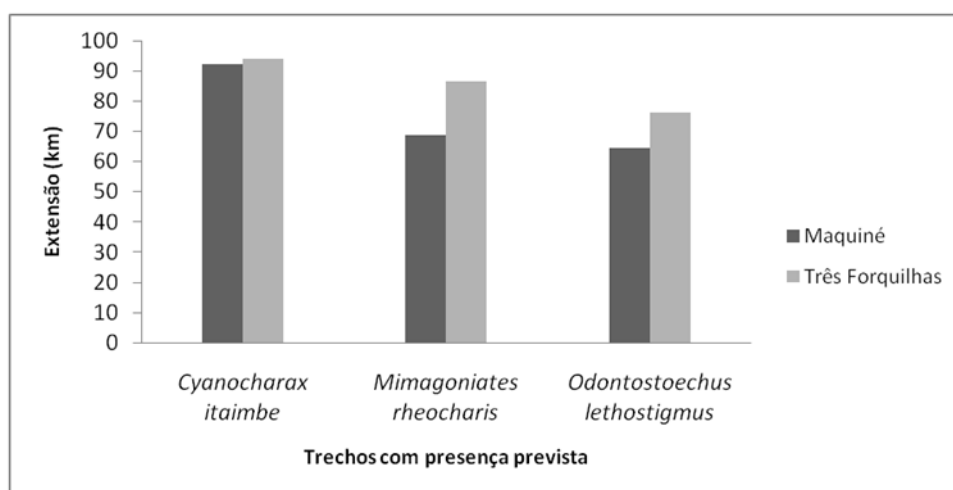


**Fig. 14.** Mapa de ocorrência prevista da espécie *Mimagoniates rheocharis*. Os valores abaixo do ponto de corte calculado pelo modelo (azul) correspondem aos locais onde a espécie tem ausência prevista.



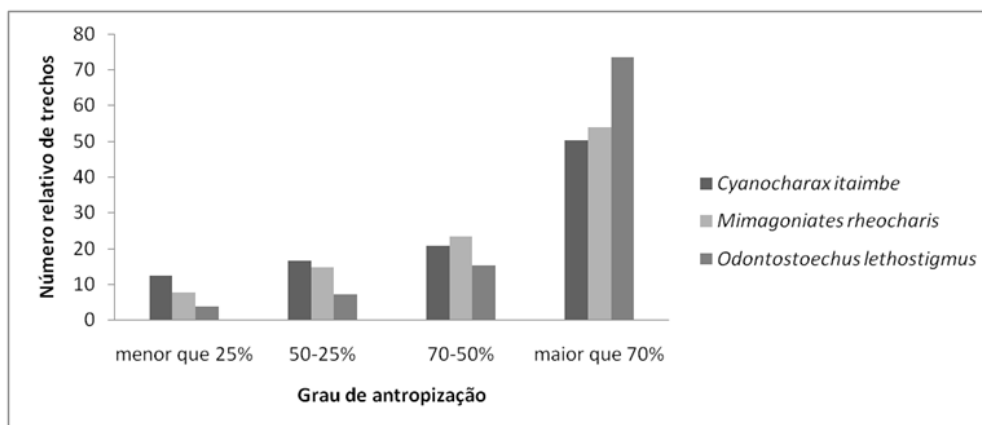


**Fig. 15.** Mapa de ocorrência prevista da espécie *Odontostoechus lethostigmus*. Os valores abaixo do ponto de corte calculado pelo modelo (azul) correspondem aos locais onde a espécie tem ausência prevista.

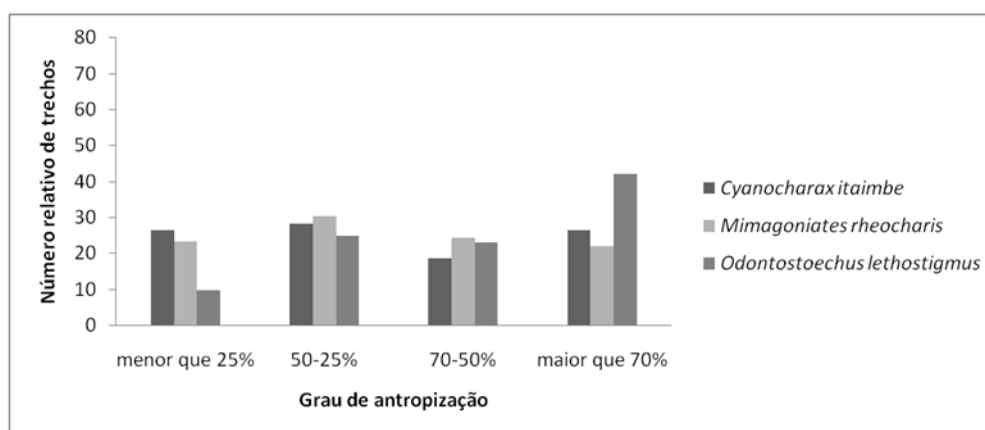


**Fig. 16.** Extensão total dos trechos com presença prevista para cada espécie. As extensões totais das redes de drenagem dos rios Maquiné e Três Forquilhas foram de 524,74 e 530,24 km respectivamente.

a)



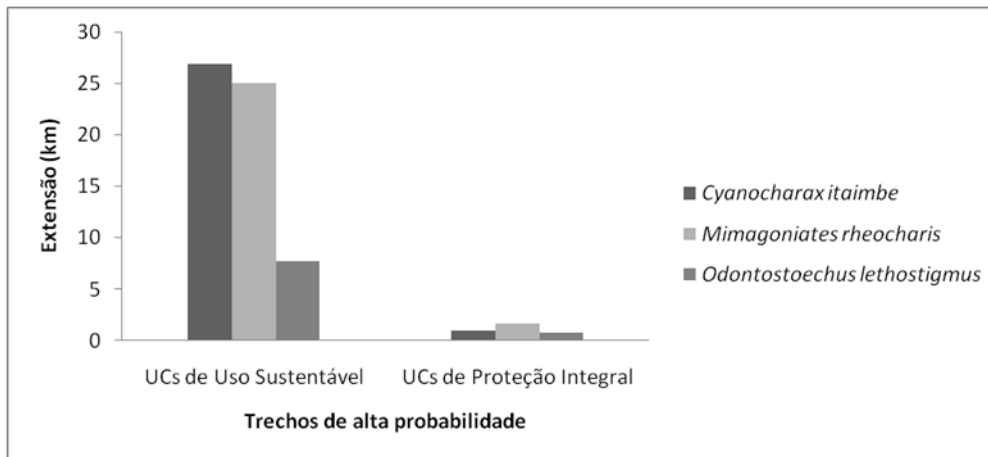
b)



**Fig. 17.** Proporção dos trechos com presença prevista das espécies nas bacias dos rios Três Forquilhas (a) e Maquiné (b).

Considerando não apenas as zonas ripárias, mas a área completa das bacias de drenagem a montante de cada ponto de ocorrência apresentaram graus de antropização baixos. Apenas *O. lethostigmus* apresentou 2 das 13 bacias com grau de antropização entre 50 e 70% na bacia do rio Maquiné e 1 das 9 na bacia do rio Três Forquilhas, além de duas com grau de antropização entre 50 e 70%.

Na bacia do rio Maquiné, nenhum trecho previsto como de alta probabilidade de ocorrência estava localizado dentro de alguma unidade de conservação. Na bacia do rio Três Forquilhas, *M. rheocharis* apresentou menos de 1% da extensão de probabilidade acima do ponto de corte dentro da R. B. Mata Paludosa e na E. E. Estadual Aratinga (Fig. 18).



**Fig. 18.** Trechos com presença prevista das espécies localizadas dentro das unidades de conservação (UC) de uso sustentável e de proteção integral.

## Discussão

Dada a complexidade do ambiente, muito da qual não representada pela combinação de variáveis ambientais abióticas, é esperado que os modelos de distribuição de espécies não ilustrem perfeitamente os locais de ocorrência das espécies. Entretanto, mesmo com poucas variáveis aplicadas a bacias relativamente pequenas, os modelos tiveram bom desempenho e foram coerentes com o conhecimento empírico sobre as espécies. Alves & Fontoura (2009), utilizando altitude e área da sub-bacia a montante, encontrou aderência superior a 80% entre a distribuição prevista e os pontos conhecidos anteriormente, possivelmente em função do conjunto de parâmetros relacionados diretamente com essas variáveis geomorfológicas, como temperatura da água e velocidade da corrente, por exemplo.

O ponto de corte selecionado para os modelos das espécies maximiza a soma de sensibilidade e especificidade [ $\text{Max}(\text{sensibilidade} + \text{especificidade})$ ], ou seja, minimiza as taxas de erro de omissão e de sobreprevisão. Freeman & Moisen (2008) acreditam que este critério pode superestimar a prevalência de espécies raras e subestimar a de espécies comuns, por minimizarem as taxas de erro em função de uma porção da área prevista com presença relativamente ampla. Aliada à interpretação visual do modelo por especialista nas espécies avaliadas (Phillips *et al.*, 2006), foi possível detectar a ocorrência de poucos resíduos, especialmente nas partes altas, com pequenos segmentos descontínuos em altitudes elevadas. Além disso, nenhum dos critérios calculados pelo Maxent resultou em uma taxa de erro de omissão igual a zero, o que diminui a chance

de ter-se escolhido um limiar muito abrangente que não causasse erro de omissão. Neste caso, haveria chance de o modelo prever presença em ambientes discrepantes com o conhecimento que se tem de observação em campo, o que também não foi o caso.

Ambas as bacias tem nascentes em altitudes por volta de 1000 m. Entretanto, a foz do rio Três Forquilhas tem vazão acumulada maior, enquanto a foz do rio Maquiné está mais distante das cabeceiras. A bacia do rio Três Forquilhas possui mais Unidades de Conservação em número e em área (bacia do rio Três Forquilhas com 60 km<sup>2</sup> de área protegida e a do rio Maquine com 49 km<sup>2</sup>). A bacia do rio Três Forquilhas também inclui mais trechos do rio sob proteção, pelo menos na escala em que a rede de drenagem deste trabalho foi gerada (1:50.000). Por outro lado, nenhuma das espécies deste trabalho teve trecho previsto dentro da única unidade de conservação de proteção integral na bacia do rio Maquiné (R. B. da Serra Geral). Tendo em vista que duas das três espécies em questão estão presentes na lista de fauna ameaçada do Rio Grande do Sul e que a bacia do rio Maquiné foi considerada área prioritária para conservação de peixes (CIB, 2000), este nível de proteção da bacia não parece suficiente. *Mimagoniates rheocharis* é a espécie que tem maior proporção do trecho de alta probabilidade em unidades de conservação de proteção integral, mas mesmo assim isso representa 1,65% da extensão prevista como presença na bacia do Três forquilhas. *Cyanocharax itaimbe* e *M. rheocharis* têm respectivamente 26,86% e 25,04% dos trechos em que houve presença prevista dentro de unidades de conservação de uso sustentável, devido a área protegida pela APA Rota do Sol incluir aproximadamente 46% da área da bacia, e estar localizada na parte mais alta do planalto, abrangendo as partes mais altas das encostas. *Odontostoechus lethostigmus*, que pareceu ocupar altitudes menores do que as outras espécies, tem 7,70% dos trechos dentro da APA Rota do Sol e 0,80% na RB Mata Paludosa, que se localiza mais próxima da planície costeira, em altitude menor (média de 81,58m).

Para todas as espécies, altitude e vazão acumulada são as camadas que mais contribuíram para o modelo. A altimetria é uma importante determinante da variação espacial das condições hidrológicas, e a vazão acumulada dá uma medida indireta do tamanho do rio independentemente da altitude (Schaefer & Arroyave, 2010). As duas variáveis juntas mostraram ter grande contribuição por já representarem algumas das variações ambientais nestes ambientes.

A faixa de vazão acumulada em que *C. itaimbe* tem maior probabilidade de ocorrência corresponde aos rios principais das bacias e suas sub-bacias, limitados pela

altitude (nem muito perto das cabeceiras, nem na foz) e pela declividade (entre 0 e 1,5%, probabilidade entre 0,4 e 0,5). A distribuição prevista de *M. rheocharis* foi maior em altitudes entre 32 e 140 m, o que inclui os rios principais, como *C. itaimbe*, mas também alguns riachos menores que alimentam essas sub-bacias de maior ordem, e que possuem declividade um pouco maior (entre 1,5 e 14%). A distribuição prevista de *O. lethostigmus* tem a probabilidade máxima de ocorrência em 20 m de altitude, aproximadamente, diminuindo a probabilidade enquanto aumenta a altitude, até que em 200 m a probabilidade é de 0,1. A probabilidade de ocorrência foi de 0,5 e 0,6 em valores de vazão acumulada correspondentes aos principais rios, ou seja, os que acumulam a contribuição dos rios tributários. A classificação de relevo foi a terceira variável na ordem de contribuição para o modelo possivelmente por causa da combinação dos valores de vazão acumulada e altitude ocorrerem em partes mais distantes da encosta e mais abertas, mas ainda não na planície costeira. A distribuição desta espécie pode ser descrita como sendo de rios de maior tamanho na bacia, ocorrendo pouco nos tributários menores e majoritariamente nos rios que recebem estas águas e deságuam nas calhas principais de cada bacia (rio Maquiné e rio Três Forquilhas).

O fato de nenhuma simulação de *jackknife* ter resultado em AUC maior que as dos modelos com todas as variáveis demonstra que a combinação das variáveis ambientais é que contribuiu para o bom desempenho do modelo. Para *M. rheocharis* e *O. lethostigmus*, se o modelo fosse gerado a partir da camada Altitude isolada, teria AUC maior do que um modelo gerado excluindo ela, demonstrando que a camada Altitude parece ter a maior quantidade de informação por si só. Por outro lado, a mesma variável é a que mais diminuiu a AUC quando excluída, mostrando ter a maior quantidade de informação não contida nas outras variáveis (Fig. 9). Isso é reflexo da elevada contribuição dessa variável. Entretanto, um modelo sem a variável vazão acumulada para *C. itaimbe* teria AUC superior à um modelo com essa variável isolada (esta foi a que teve maior percentual de contribuição para essa espécie). Ou seja, a presença das duas variáveis melhora o modelo.

A bacia do rio Três Forquilhas apresentou maior proporção de trechos com alto grau de antropização e alguns motivos podem ser apontados para isso. A bacia do rio Três Forquilhas tem o vale mais largo na parte baixa e plana, o que facilita a ocupação

antrópica com agricultura, por exemplo. Tanto que as margens dos trechos em maior altitude apresentam-se relativamente conservadas.

*Odontostoechus lethostigmus* teve previsão de ocorrência em bacias e em trechos com margem ripária mais antropizadas, por estarem localizadas em menor altitude e menor declividade, ambientes propícios para o estabelecimento de atividades agrícolas. *M. rheocharis* ocorre preferencialmente em trechos de maior altitude, onde as margens estão mais conservadas. Embora estas áreas da encosta tenham sido desmatadas para agricultura com a chegada de imigrantes de colonos no início final do século XIX e início do século XX, estas foram as primeiras a serem abandonadas, consistindo atualmente em áreas de regeneração ocupadas por florestas secundárias (Becker *et al.*, 2004). Considerando que um dos principais critérios de inclusão destas espécies no Livro Vermelho é a forte dependência de ambientes preservados, o atual estado de conservação das bacias em questão aponta para um maior declínio destas populações.

As espécies em questão são de distribuição geográfica restrita, e encontram-se em sub-bacias relativamente bem conservadas em termos de cobertura vegetal atual. Entretanto, a classificação de uso e cobertura que utilizamos é de baixa resolução espacial, o que implica em uma capacidade também baixa de representar o estado de conservação da cobertura, particularmente nos ambientes ripários. Mesmo com a utilização de *buffers* englobando as margens dos cursos d'água, uma faixa de vegetação ripária estreita pode não ser detectada numa interpretação de cobertura vegetal nessa escala. Ou seja, embora a situação de cobertura vegetal das bacias não seja ruim, esse não necessariamente é o caso da cobertura vegetal nas áreas ripárias (como de fato pode-se observar em campo e em imagens de satélite de melhor resolução). Outro aspecto importante a ser considerado é a porção dessas faixas ripárias ocupadas por espécies de planta exóticas, como é o caso da *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo), uma espécie com alta capacidade de auto-propagação e invasão biológica, em expansão nas margens de florestas úmidas, rios e banhados da região (Brack, 2009).

O fato de as espécies terem ocorrência prevista em margens ripárias com grau de antropização alto não significa que elas sejam tolerantes ou tenham preferência por ambientes neste estado, uma vez que há uma distancia temporal entre o registro dos pontos de ocorrência e as imagens nas quais o uso e cobertura do solo foram

interpretados. No entanto, os resultados deste trabalho podem ajudar a direcionar novos estudos sobre a ecologia destas espécies e sobre políticas de conservação nestas bacias, não substituindo a necessidade de verificação dos dados em campo.

## Referências bibliográficas

- Alves, T. P & N. F. Fontoura . 2009. Statistical distribution models for migratory fish in Jacuí basin, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(4): 647-658.
- Azevedo, M. A. 2000. Biologia reprodutiva de dois glandulocaudíneos com inseminação, *Mimagoniates microlepis* e *Mimagoniates rheocharis* (Teleostei: Characidae), e características de seus ambientes. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 84 p.
- Becker, F. G., G. V. Irgang, H. Hasenack, F. S. Vilella & N. F. Verani. 2004. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (River Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 64: 569-582.
- Brack, P. Vegetação e paisagem do Litoral Norte do Rio Grande do Sul: exuberância, raridade e ameaças á biodiversidade. In: Norma Luiza Würdig; Suzana Maria F. de Freitas. (Org.). *Ecosistemas e biodiversidade do Litoral Norte do RS*. Porto Alegre, 2009, v., p. 32-55.
- Brierley, A. S., S. F. Gull & M. H. Wafy, 2003. A Bayesian maximum entropy reconstruction of stock distribution and inference of stock density from line-transect acoustic-survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 446–452.
- Censo Populacional 2010. Censo Populacional 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (29 de novembro de 2010). Página visitada em junho de 2011.
- CIB – Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & Semad/Instituto Estadual de Florestas, MG. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente/SBF, Brasília, 40p.
- Dauwalter, D. C. & F. J. RAHEL. 2008. Distribution modelling to guide stream fish conservation: an example using the mountain sucker in the Black Hills National Forest, USA. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18: 1263–1276.



- Davies, N. M., R. H. NORRIS & M. C. THOMS. 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology*. 45, 343–369
- Dufech, A. P. S., M.A. AZEVEDO & C.B. FIALHO. 2003. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rhocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, 1 (1): 67-74.
- Elith J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudik, Y. E. Chee, C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17:43–57.
- Esselman, P.C. & J. D. Allan. 2011. Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica. *Freshwater Biology*. 56, 71–88
- Fontana, C. S., G. A. Bencke & R. E. Reis (Eds.). 2003. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil.
- Freeman, E. A. & G. G. Moisen. 2008. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological modeling*. 217, 48–58.
- Gomes, A. L. 1947. A small collection of fishes from Rio Grande do Sul Brazil. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan*, 67.
- Guimarães, T. F. R. 2009. Conectividade e padrões de riqueza e diversidade de espécies de peixes nas lagoas do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 40 p.
- Guisan, A. & N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- Hasenack, H. & E. Weber. (org.). Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000. Porto Alegre, UFRGS-IB-Centro de Ecologia. 2010. 1 DVD-ROM (Série Geoprocessamento, 3)

Hernandez, P. A., C. H. Grahm, L. L. Master and D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773 – 785.

Hopkins, R.L. & B.M. Burr. 2009. Modeling freshwater fish distributions using multiscale landscape data: A case study of six narrow range endemics. *Ecological Modelling* 220: 2024–2034.

Kumar, S.; Spaulding, S. A., Stohlgren, T. J., Hermann, K.A.; Schmidt, T.S. & Bahls, L.L. 2009. Potential habitat distribution for the freshwater diatom *Didymosphenia geminata* in the continental US. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(8): 415–420.

Machado, A. B. M. M., G. M. Drummond & A. P. Paglia (Eds.). 2008 MMA (Ed.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Biodiversidade 19. 2v. (1420 p.) Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas.

Malabarba, L. R. & S. H. Weitzman. 2003. Description of a new genus with six new species from southern Brazil, Uruguay and Argentina, with a discussion of a putative characid clade (Teleostei: Characiformes: Characidae). *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoológica*, 16(1): 67-151.

McNyset, K. M. 2005 use of ecological niche modelling to predict distributions of freshwater fish species in Kansas. *Ecology of Freshwater Fish* 2005: 14: 243–255.

Menezes, N. A. & S. H. Weitzman. 1990. Two new species of Mimagoniastes (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae), their phylogeny and biogeography and a key to the glandulocaudin fishes of Brazil and Paraguay. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 103: 380-426.

Menezes, N. A., S. H. Weitzman, O. T. Oyakawa, F. C. T. de Lima, R. M. C. Castro, M. J. Weitzman. (2007). Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo, Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo, 408 p.

Oliveira, K. V. V. 2010. Filogeografia de *Cyanocharax itaimbe* Malabarba & Weitzman. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 24 p.

Pearson, R.G. 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. Available at <http://ncep.amnh.org>.

Phillips, S.J., R.P. Anderson & R.E. Schapire 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.

Phillips, S.J. & M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161–175.

Reis, R.E., S.O. Kullander & C.J. Ferrari Jr. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDPUCRS, Porto Alegre, Brasil.

Schaefer, S.A. & J. Arroyave. 2010. Rivers as islands: determinants of the distribution of Andean astrolepid catfishes. *Journal of Fish Biology*. 77: 2373–2390

Strohaecker, T., N. Fujimoto, A. Ferreira, A. Kunst. 2006. Caracterização do uso e ocupação do solo dos municípios do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Desenvolvimento e Meio Ambiente, América do Norte*, 13: 75-98.

Vilella, F. S., F. G. Becker, S. M. Hartz & G. Barbieri. 2004. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. *Hydrobiologia*, 528: 17-30.

Zimmermann, N. E., T. C. Edwards, C. H. Graham, P. B. Pearman & J. C. Svenning. 2010. New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33: 985–989.