

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre

**Aprimoramento de um método baseado em modelagem de nicho
ecológico para prever a distribuição de espécies aquáticas em rios
usando variáveis físico-químicas**

Ricardo Oliveira Latini

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia
Conservação e Manejo de Vida
Silvestre da Universidade Federal de
Minas Gerais, como parte dos
requisitos para obtenção do Título de
Mestre em Ecologia.

Orientadora: Dra. Claudia Maria Jacobi
Co-orientador: Dr. Paulo De Marco Jr.

Belo Horizonte
Agosto, 2006.

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

AGRADECIMENTOS

Éh... Agradecer sempre é bom! Para mim, é sinal que tenho pessoas do meu lado. E no caso de uma dissertação, também é sinal que estou, no mínimo, chegando ao fim de uma tarefa. É muito bom!

Primeiramente, agradeço duas pessoas que amo muito e considero as principais responsáveis pelas minhas conquistas; meu pai, Hélio e minha mãe, Lúcia. Fica o meu muito obrigado pelo “berço” que vocês me deram, tenho certeza que sem ele eu sentiria, no mínimo, dificuldades para conquistar minhas metas. Aos meus irmãos Anderson e Fabiano e ao meu sobrinho, João Victor, agradeço por todos momentos de amizade, incentivo e apoio no dia a dia. Tenho orgulho de ter todos vocês como minha família!

Considero duas pessoas principais por eu ter engajado nesse mundo da ecologia: i) Meu antigo orientador, Paulo De Marco Jr. da Universidade Federal de Goiás (UFG), que me apresentou a ecologia de uma maneira que, “desconheço” igual! Tenho muito a agradecer você, Paulo, por todo o aprendizado, conselhos, confiança, oportunidades e também por me co-orientar nesse trabalho; ii) Meu sempre orientador informal, Anderson Latini do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (UNILESTE). Nem sei como te agradecer por esses 8 anos de orientação e 28 anos de amizade. Valeu por todo o aprendizado, discussões, oportunidades e, é lógico que não poderia esquecer, pelos momentos incríveis de campo! A vocês dois, muitíssimo obrigado!

Tenho orgulho de ter conhecido uma pessoa tão maravilhosa que, desde o início dessa etapa, me ajudou muito. Minha orientadora, Claudia Jacobi do Laboratório de Interação Animal Planta da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Fico feliz pela dedicação e interesse que você reservou a esse trabalho. Muito obrigado pela sua orientação, pela confiança, pelos incentivos e pelo seu jeito, que, involuntariamente, me disciplinou!

Agradeço ao Leandro Scoss da Biodiversitas. “Fala Lelê”... durante um bom tempo você também fez parte desse processo de orientação! Obrigado por toda amizade e ensinamentos! À Daniela Rezende da UNILESTE. Suas dicas sempre serão indispensáveis na minha formação acadêmica e pessoal. Valeu pelas sugestões e críticas nesse estudo!

Nunca irei esquecer de dois sempre amigos: Helder Mateus e Roger Fazzolo. As trocas de idéias e, é lógico, os momentos de descontração foram essenciais no meu dia a dia!

Ao Marcos Vinícius do Laboratório de Ecologia Quantitativa da UFV (LEQ) pela “boa vontade” em me ajudar e por me apresentar o GARP. Valeu Marquinhos!!!

As minhas duas “famílias ecológicas”: As turmas do LEQ: Anderson, Dana, Daniela, Dilermando, Flavinha, Flávia, Francisco, Helder Mateus, Henrique, Joana, Karina, Leandro, Letícia, Lorena, Marília, Marquinhos, Mirinha, Paulo Enrique, Raquel, Rubana, etc e do Laboratório de Interação Animal Planta (UFMG): Augusto, Bruno, Carol, Deise, Felipe, Flávio, Flávia, Laurinha, Márcia, Marina, Nilson, Renzo, Xavier, etc. Sou grato pelo aprendizado e convívio com vocês!

Essa etapa não seria tão descontraída se eu não tivesse esbarrado com algumas pessoas durante esse período. Deixo o meu muito obrigado a Carol, Gabriel, Helder Morato, Júlio, Lásaro e Marcos (que, além da amizade me acolheram durante essa fase); e aos colegas de batalhas: Augusto, Christiana, Deise, Diego, Dora, Fernanda, Henrique, Ítalo, Jú, Júlio, Luciene, Marcelinho, Marilene, Nilson, Pablo, Quincas, Salsicha, Samuel, Tatá, Zé Carlos e outros que, por acaso, não lembrei no momento.

Agradeço pela atenção de algumas pessoas que não mediram esforços quando precisei: Bruno, Bernadete, Polynice e Rosângela (Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM); André Hirsch, Márcia Divina, Marcos Callisto, Maria Margarida e

Volney Vono (UFMG); Ana Lúcia Salaro e Jorge Dergam (UFV); Clayton, Lourdes e Mary (Secretaria do programa de Ecologia – UFMG) e Ricardo (Rio das Velhas Consultorias).

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo auxílio financeiro que foi essencial para que eu cursasse esse programa, os membros da banca, Marinez Siqueira e Jorge Dergam, e o suplente, Marcos Callisto, por aceitarem o meu convite para avaliação desse trabalho.

Dizem que “os últimos sempre serão os primeiros”, portanto, deixei esse agradecimento para o fim. Agradeço a pessoa que, apesar de não ser minha orientadora acadêmica, foi a que mais escutou meus lamentos e comemorações durante essa etapa. Nicole, minha nega, muito obrigado por todo seu carinho, companheirismo, compreensão e conselhos que, com certeza, se estendem muito além desses dois anos. Os momentos que passei com você e sua família (Antônio, Beth, Natália, Rafael e Danilo) foram essenciais para eu chegar até aqui e sempre serão nas próximas conquistas. Valeu demais! Te amo!

ÍNDICE:

RESUMO.....	06
ABSTRACT.....	07
1 INTRODUÇÃO.....	08
2 OBJETIVO GERAL.....	16
2.1 Objetivos específicos.....	16
3 METODOLOGIA.....	16
3.1) Área de estudo.....	16
3.2) Espécie estudada.....	20
3.3) Dados: Obtenção, planilhamento e ajustes.....	21
3.3.1) <i>Registros da espécie</i>	23
3.3.2) <i>Variáveis Físico-químicas</i>	25
3.3.3) <i>Planilhamento e ajustes dos dados</i>	26
3.4) Camadas ambientais hipotéticas.....	28
3.4.1) <i>Dados utilizados para a construção</i>	28
3.4.2) <i>Construção das camadas ambientais</i>	31
3.5) Determinação de trechos de rios da bacia hipotética vulneráveis ao estabelecimento do Trairão.....	36
3.6) Camadas ambientais reais.....	37
3.6.1) <i>Dados utilizados para a construção</i>	37
3.6.2) <i>Construção das camadas ambientais</i>	38
3.7) Determinação de trechos de rios da bacia real vulneráveis ao estabelecimento do Trairão.....	39
4 RESULTADOS.....	40
4.1) Bacia com as camadas ambientais hipotéticas.....	40
4.2) Bacia com as camadas ambientais reais.....	47
5 DISCUSSÃO.....	51
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	63
7 BIBLIOGRAFIA.....	65
8 ANEXOS.....	73
8.1) Anexo 1.....	73
8.2) Anexo 2.....	77
8.3) Anexo 3.....	78

RESUMO

O algoritmo GARP foi desenvolvido com o intuito de utilizar as características ambientais dos pontos geográficos onde uma espécie foi registrada para modelar o seu nicho ecológico fundamental e indicar as regiões que apresentam condições favoráveis ao seu estabelecimento. Uma das limitações do seu uso em conservação e manejo de sistemas lóticos está relacionada com a carência de banco de dados que contenham as informações necessárias para que o programa forneça distribuições potenciais confiáveis. Nesses sistemas, as informações físico-químicas estão apresentadas de maneira restrita e pontual, dificultando a construção dos modelos de nicho de espécies aquáticas. Nesse estudo, elaborei um procedimento que possibilita usar os valores pontuais de variáveis físico-químicas em rios na construção de modelos de nicho ecológico (pelo GARP) de uma espécie aquática. A eficácia desse procedimento foi testada para determinar a distribuição potencial de um peixe não-nativo, o Trairão (*Hoplias cf. lacerdae*), na bacia do rio Doce, em uma situação hipotética e outra empírica. Na situação hipotética, os valores das variáveis físico-químicas obedeceram o Conceito do Rio Contínuo (RCC) e a distribuição dos pontos amostrais dessas variáveis foi ideal. Na situação empírica, a distribuição dos pontos foi agregada e os valores das variáveis não obedeceram o RCC. Houve diferença na distribuição potencial do Trairão entre as duas situações, por exemplo nas cabeceiras. Os resultados indicaram que os modelos de nicho ecológicos construídos com variáveis físico-químicas são eficientes nas previsões da distribuição de espécies aquáticas em rios. No entanto, essas previsões tendem a ser mais confiáveis à medida que os dados (abióticos e bióticos) inseridos no programa representarem melhor a realidade espacial e sazonal da área de estudo. Proponho que em caso de trechos não amostrados nas situações empíricas se considere o RCC para estimar valores de variáveis abióticas.

ABSTRACT

The GARP algorithm was developed with the aim of using environmental characteristics of the geographical points where a species was registered to model its fundamental ecological niche, and indicate the regions that show favourable conditions for its establishment. One of the limitations of its use in conservation and management of lotic systems is related with the lack of data-bases that contain the necessary information for this program to provide reliable potential distributions. In these systems, the physico-chemical information available is usually restricted and punctual, hampering the construction of niche models of aquatic species. In this study, I elaborated a procedure that enables to use point values of physico-chemical variables in rivers to construct ecological niche models of an aquatic species using GARP. The efficacy of this procedure was tested by predicting the potential distribution of a non-native fish, Giant Trahira (*Hoplias cf. lacerdae*), in the Rio Doce Basin, in both a hypothetical and an empirical situation. In the hypothetical situation, the values the physico-chemical variables obeyed the River Continuum Concept (RCC) and the distribution of sample points was ideal. In the empirical one, sample point distribution was uneven and the value of variables were not adjusted to the RCC. The potential distribution of Giant Trahira was different between both situations, e.g. in the headwaters. The results indicated that niche models constructed with physico-chemical variables are efficient in predicting the distribution of aquatic species in rivers. However, these predictions tend to be more reliable when the data (abiotic and biotic) inserted in the program represent with more accuracy the spatial and seasonal reality of the study area. I propose that in empirical cases when sampling is incomplete the RCC be considered to estimate the values of abiotic variables.

1 INTRODUÇÃO

A idéia das espécies se comportarem de maneiras diferentes diante das características do ambiente despertou atenções e abriu caminho ao surgimento do conceito de nicho ecológico. Após as definições de Grinnell (1917) e de Elton, no seu livro “*Animal Ecology*” publicado em 1927 , esse conceito recebeu uma definição revolucionária por George Evelyn Hutchinson no seu clássico trabalho *Concluding Remarks* (Hutchinson 1957).

Para Hutchinson, em um eixo cartesiano podemos ordenar uma variável x com valor mínimo (x_1) e máximo (x_2) onde uma espécie pode sobreviver, crescer e se reproduzir. Se acrescentarmos mais uma variável em um eixo perpendicular ao primeiro, com valor mínimo e máximo, é possível visualizar a área que compreende todas possíveis combinações dessas duas variáveis, nas quais uma espécie poderia persistir. Dessa maneira, podemos acrescentar mais n variáveis importantes para uma espécie e formar um hiper-volume com n dimensões, onde estariam presentes todas as combinações possíveis entre as n condições e recursos que afetam a sobrevivência de uma espécie.

Segundo Hutchinson, o conjunto de pontos inserido neste hiper-volume descreve o nicho fundamental da espécie, ou seja, o *espaço n-dimensional* que uma espécie ocuparia na ausência de espécies competidoras. A sobreposição de nicho de duas ou mais espécies pode causar a competição dessas espécies e, conseqüentemente, resultar na diminuição do hiper-volume no qual essas espécies serão capazes de persistir. Hutchinson denominou esse novo hiper-volume de nicho realizado.

Alguns fatores, como a competição e as limitações na dispersão (Anderson *et al.* 2002b), podem restringir a distribuição de uma espécie em uma determinada fração da área total de sua distribuição potencial (Peterson 2003). Portanto, quase sempre existem

áreas habitáveis fora da presente distribuição geográfica de uma espécie (Peterson 2003). Outros fatores, como os históricos (ex: extinção local), também podem ser responsáveis pela ausência de uma espécie em regiões que apresentam características ambientais favoráveis a sua persistência. Locais como esses oferecem grandes chances ao estabelecimento de uma espécie não-nativa que tenha o seu nicho abrangendo as características ambientais do local, desde que não haja limitações à dispersão dessa espécie. Ambientes distintos podem ter diferentes graus de vulnerabilidade ao estabelecimento de uma espécie não nativa, sendo a sua conexão com fontes dessas espécies e a amplitude das variáveis bióticas e abióticas importantes variáveis locais indicadoras dessa vulnerabilidade (Baltz & Moyle 1993).

A introdução de espécies é considerada um dos mais importantes impactos sobre os ecossistemas terrestres e de água doce do nosso planeta (Kolar & Lodge 2001) e, hoje, já constitui a segunda principal causa de extinção de peixes, sendo menos importante apenas que a destruição de habitat (Sala *et al.* 2000).

Durante as décadas de 60 e 70, ocorreram várias introduções de peixes provenientes da bacia do Amazonas na região sudeste e nordeste do Brasil (Agostinho *et al.* 1994). Um exemplo clássico aconteceu na década de 70, quando duas espécies de peixes foram introduzidas na região do médio rio Doce, sudeste do Brasil. Nessa região existem aproximadamente 140 lagos, que nos dias de hoje estão sendo ocupados por pelo menos sete espécies não-nativas (Latini 2005). Os lagos do Parque Estadual do Rio Doce, importante reserva do bioma Mata Atlântica localizado nessa região, foram alcançados, a princípio, pelas espécies *Cichla cf monoculus*, Spix & Agassiz, 1831 (tucunaré) e *Pygocentrus nattereri*, Kner, 1858 (piranha vermelha) (Sunaga & Verani 1985; Godinho & Formagio 1992). A introdução dessas espécies nos lagos do parque afetou a comunidade nativa de peixes (Sunaga & Verani 1991; Godinho *et al.* 1994) e,

devido sobretudo à capacidade predatória desses peixes, causou a diminuição da diversidade de peixes nos lagos onde ocorreram as introduções (Latini & Petrere 2004, Latini *et al.* 2005). Hoje, essas espécies estão se dispersando pela região e encontram-se presentes em cerca de 70% dos lagos da margem esquerda do rio Doce (Latini *et al.* 2004).

Para se estabelecer em novos ambientes, uma espécie invasora precisa sobreviver, desenvolver e se propagar dentro da amplitude de variáveis abióticas no habitat invadido (Power *et al.* 1992). Portanto, o conhecimento das características ambientais de uma determinada região pode auxiliar na determinação dos possíveis locais vulneráveis ao estabelecimento de uma espécie não-nativa e, conseqüentemente, indicar regiões prioritárias para a realização de práticas de manejo que visem à diminuição dos processos de introdução de espécies. Informações ambientais da paisagem combinada com registros de ocorrência de uma espécie, nativa ou não, podem indicar amplitudes de valores de variáveis ambientais, das quais uma espécie dependa para se estabelecer em uma região e conseqüentemente determinar a distribuição potencial dessa espécie (Peterson 2001; Iguchi *et al.* 2004).

Alguns algoritmos foram desenvolvidos nessa área com o intuito de modelar o nicho ecológico de uma espécie com base nas informações ambientais da paisagem e nos registros de ocorrência da mesma. Um dos primeiros a ser desenvolvido, o BIOCLIM ("Bioclimatic Envelope"), registra a frequência de ocorrência de uma espécie associada a determinadas características ambientais e a partir daí encontra áreas com características ambientais favoráveis ao estabelecimento dessa espécie (Peterson 2001). Os pontos onde a espécie foi registrada são sobrepostos em um conjunto de camadas ambientais (caracterização abiótica espacialmente contínua da região), como umidade, temperatura e radiação solar, e posteriormente, o algoritmo define o conjunto de

categorias que abrange 95% dos pontos de ocorrência como sendo o nicho fundamental da espécie (Beaumont *et al.* 2005). Essas categorias são destacadas no mapa, indicando a distribuição geográfica potencial da espécie.

Um outro algoritmo, o “Genetic Algorithm for Rule-Set Production” (GARP, Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras), originalmente desenvolvido no início da década de 90 (Stockwell & Noble 1992), também determina a distribuição potencial de uma espécie (Peterson 2001; Anderson *et al.* 2002a). O GARP também relaciona as características ambientais dos pontos onde uma espécie está presente mas, diferentemente do BIOCLIM, faz uso de Algoritmos Genéticos (Tang *et al.* 1996) e desenvolve um conjunto de regras (Stockwell & Peters 1999) que indicam as regiões que apresentam condições necessárias para que uma espécie ocorra.

A utilização do GARP como ferramenta de modelagem de distribuição de espécies, com base nos pontos de ocorrência e nas camadas ambientais, fornece uma série de vantagens, como: i) indicar regiões de amostragens de espécies raras, para as quais existem poucos indivíduos ou observações disponíveis (Wiley *et al.* 2003); ii) estabelecer parâmetros que melhor explicam a distribuição das espécies (Drake & Bossenbroek 2004); iii) monitorar e prever a distribuição de espécies invasoras (Iguchi *et al.* 2004) e iv) compreender os efeitos das mudanças climáticas globais nas distribuições de espécies (Siqueira & Peterson 2003).

A distribuição potencial de uma espécie em uma determinada área, fora de sua região nativa, pode indicar regiões que apresentam características ambientais adequadas ao estabelecimento dessa espécie (Peterson & Vieglais 2001). Recentemente, Peterson *et al.* (2003a), usando informações ambientais da paisagem e registros de espécies, modelaram o nicho ecológico de quatro espécies de plantas nativas da Europa e Ásia e projetaram a distribuição nos Estados Unidos e nos países de origem com o intuito de

testar o GARP nas previsões de distribuição de espécies não-nativas. Segundo eles, as projeções da distribuição de cada planta nos Estados Unidos coincidiram com os registros de invasões já conhecidos e, nos países de origem da Europa e da Ásia, a maioria dos pontos coincidiram com as previsões de distribuição potencial. Uma outra aplicação do GARP foi a de Siqueira & Peterson (2003), que usaram o mesmo para compreender os efeitos de mudança climática na distribuição de espécies arbóreas do bioma Cerrado, no Brasil.

Os modelos de nicho ecológico produzidos pelo GARP também têm sido usados para determinar a distribuição potencial de espécies aquáticas (Iguchi *et al.* 2004). McNyset (2005), com o intuito de testar a eficácia dos modelos na determinação da distribuição potencial de peixes, usou o GARP para prever a distribuição de 12 espécies de peixes de água doce em Kansas (USA). Os resultados obtidos nesse trabalho geraram modelos com excelente capacidade de predição. Entretanto, assim como em outros estudos (ex: Iguchi *et al.* 2004; Drake & Bossenbroek 2004) as variáveis ambientais (camadas ambientais) utilizadas para a geração dos modelos de nicho ecológico das espécies aquáticas se resumiram a variáveis ambientais terrestres (ex: clima). O uso dessas camadas seria mais apropriado para estudos de espécies terrestres, nos quais o GARP está sendo freqüentemente usado. Os dados das variáveis ambientais aquáticas, ao contrário das variáveis relacionadas com a paisagem terrestre, são, freqüentemente, amostrados em pontos restritos ao longo dos rios (ex: estações de monitoramento d'água) (McNyset 2005) dificultando, dessa maneira, a determinação da distribuição potencial pelo GARP.

A elaboração de um procedimento que auxilie na construção das camadas ambientais de rios a partir de dados pontuais de variáveis físico-químicas pode possibilitar a construção de modelos de nicho ecológico de espécies aquáticas. No

entanto, antes de aplicar o procedimento numa situação real é importante que ele seja comparado com uma situação hipotética (criada no mesmo espaço) para auxiliar na detecção de falhas, possibilitar a indicação de melhoras e, conseqüentemente, contribuir para a geração de resultados mais confiáveis.

Considerando uma situação hipotética em que uma bacia, a princípio, não tenha qualquer tipo de informação pontual nos rios, é razoável esperar que os valores de algumas variáveis físico-químicas em pontos amostrais simulados tendam a apresentar um gradiente de variação crescente ou decrescente no sentido cabeceira-foz desses rios, como propõe o *Conceito do Rio Contínuo* (Vannote *et al.* 1980).

De acordo com esse conceito, algumas variáveis físico-químicas, como a temperatura, turbidez e vazão, apresentam um gradiente de variação contínuo desde a cabeceira até a foz. As cabeceiras de rios são fortemente influenciadas pela vegetação ripária, que reduz a entrada de luz e a produção autotrófica e, ao mesmo tempo, contribui significativamente para a entrada de material alóctone proveniente da queda de folhas, frutos e outros materiais orgânicos. À medida que o rio aumenta a largura, a importância da entrada de material alóctone diminui e a entrada de luz no ambiente aumenta. Os valores de algumas variáveis físicas, como a profundidade, largura, vazão e temperatura são maiores quanto mais distante o trecho amostrado estiver da cabeceira do rio (Vannote *et al.* 1980; Minshall *et al.* 1983; Baptista *et al.* 2001). Além disso, é esperado que os valores da turbidez da água também aumentem no sentido cabeceira-foz dos rios devido ao aumento do aporte de partículas suspensas.

O encontro das águas de um rio com seus tributários (riachos ou rios), as características das bacias de drenagem (embasamento rochoso, tipo de solo, etc) juntamente com o aporte do material alóctone e a influência antrópica (esgoto doméstico e industrial, uso do solo, etc) podem ser responsáveis por alterações nos

valores das variáveis físico-químicas da água ao longo do rio. Segundo Meador *et al.* (2003), a condutividade em rios na região nordeste dos Estados Unidos aumentou com o a densidade populacional, o que pode ser devido a incrementos na temperatura e nas entradas de íons nos rios (Esteves 1988). Os resíduos domésticos ou das indústrias também podem acarretar num aumento das taxas de decomposição e numa conseqüente perda de oxigênio dissolvido no sentido cabeceira-foz dos rios (Hauer & Lamberti 1996). Além disso, a solubilidade do oxigênio também pode diminuir com o aumento na temperatura da água (Jackson *et al.* 2001; Esteves 1988).

Esteves (1988) afirma, ainda, que o fosfato presente nos ecossistemas aquáticos pode ser proveniente de fontes naturais, como as rochas da bacia de drenagem e a decomposição de organismos de origem alóctone, ou artificiais, como o aporte dos fertilizantes agrícolas e dos esgotos domésticos e industriais. Estudos nos Estados Unidos concluíram que as atividades humanas (incluindo uso de fertilizantes e adubos orgânicos) têm causado o aumento de nitrogênio e fósforo total nos rios do país (Meador *et al.* 2003). Portanto, as atividades agrícolas no Brasil, provavelmente, são responsáveis pelos gradientes crescentes das concentrações do fosfato e do nitrato no sentido cabeceira-foz dos rios, já que os produtos da atividade humana e a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta tendem a aumentar a concentração, nesse sentido (Cowx & Welcomme 1998). Já o pH (potencial hidrogeniônico) é afetado por alguns poluentes (ex: esgoto doméstico) que podem contribuir com acréscimos nos valores do pH (Castellanos-Solá *et al.* 2006). O pH dos rios no estado de Minas Gerais também pode variar com a estação do ano (Castellanos-Solá *et al.* 2006) e, de maneira geral, com o tipo de formação rochosa em que se encontra a bacia de drenagem (Jackson *et al.* 2001; Castellanos-Solá *et al.* 2006), o que dificulta a definição de um padrão no gradiente de valores no sentido cabeceira-foz.

Visto que, conforme o *Conceito do Rio Contínuo* (Vannote *et al.* 1980), é esperado a presença de gradientes crescente ou decrescente de algumas variáveis físico-químicas no sentido cabeceira-foz dos rios, torna-se possível construir camadas ambientais com uma variação hipotética dos valores predita a partir dessa teoria. Essas camadas podem ser usadas para prever a distribuição hipotética de uma espécie aquática, com pontos amostrais uniformemente distribuídos na paisagem e comparar essa distribuição àquela determinada a partir de pontos realmente amostrados. Essa estratégia permite apontar possíveis melhoras nos bancos de dados abióticos de rios com o intuito de gerar melhores previsões de distribuição de organismos aquáticos.

Nesse estudo, construí camadas ambientais usando pontos amostrais de variáveis físico-químicas em rios para determinar a distribuição potencial de espécies aquáticas com base na modelagem de nicho ecológico. Para isso usei pontos de alguns rios da bacia do rio Doce onde foi registrada uma espécie de peixe não-nativa (o Trairão, *Hoplias cf. lacerdae*). A lógica que adotei para a construção dos modelos de nicho ecológico dessa espécie é que a distribuição de uma espécie não-nativa de peixe em regiões invadidas fornece informações sobre seu nicho ecológico. Estas informações, por sua vez, podem ser usadas para prever a ocorrência desta espécie em qualquer outro trecho de rio, caso ela chegue até o local. Espero que esse método sirva de subsídio para: i) a previsão de possíveis invasões biológicas, ii) a determinação de trechos de rios prioritários para a conservação e iii) a discussão sobre estratégias para a redução dos riscos de invasão de peixes de grande potencial de impacto em bacias hidrográficas.

2 OBJETIVO GERAL

Aprimorar um método computacional baseado na modelagem de nicho ecológico para determinar a distribuição potencial de espécies aquáticas em rios usando variáveis físico-químicas.

2.1 Objetivos específicos

- Criar um procedimento computacional de construção de camadas ambientais de variáveis físico-químicas de rios de forma a serem utilizadas pelo programa GARP.
- Testar a aplicação desse procedimento para determinar a distribuição potencial do Trairão na bacia do rio Doce, numa situação hipotética em que os pontos amostrais de variáveis físico-químicas apresentam uma distribuição ideal.
- Comparar as previsões de distribuição no caso hipotético com uma situação real para detectar carências de amostragem nos bancos de dados disponíveis.

3 METODOLOGIA

3.1) Área de estudo

O presente estudo abrangeu 10 rios da bacia do Rio Doce, localizados na região sudeste do Brasil entre os paralelos 18°45' e 21°15' S, e os meridianos 39°55' e 43°45' W. Essa bacia drena uma área de aproximadamente 83.400 Km², dos quais, aproximadamente, 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e o restante ao Estado do Espírito Santo. No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce faz fronteira a oeste com a bacia do rio São Francisco e, em menor extensão, com a do rio Grande, ao sul com a bacia do rio Paraíba do Sul, ao norte com a bacia dos rios Jequitinhonha e Mucuri e a noroeste com a bacia do rio São Mateus (ANA 2005).

O rio Doce é formado no estado de Minas Gerais com a junção dos rios Piranga e Carmo, cujas nascentes estão situadas nas encostas das serras da Mantiqueira e do

Espinhaço e no município de Ouro Preto, respectivamente, e desemboca no Oceano Atlântico, no estado do Espírito Santo. Além do rio Doce, alguns rios em Minas Gerais foram inseridos na área de estudo: O rio Piranga, alguns na margem esquerda do rio Doce; Corrente Grande, Guanhães, Peixe, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Pequeno e Tronqueiras e um na margem direita, Manhuaçu (Figura 1).

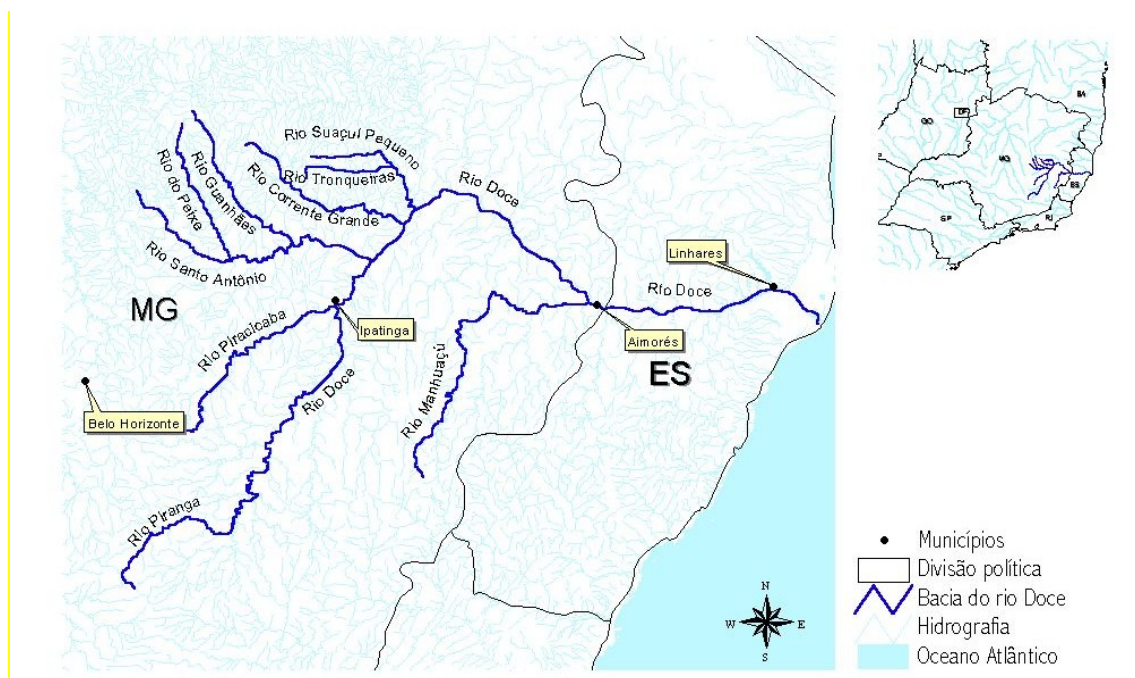


Figura 1: Rios da bacia do rio Doce, MG, que foram utilizados nesse estudo.

Segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL (2005), nesses rios estão presentes 15 empreendimentos hidrelétricos regularizados em estágio de operação, sendo sete PCH's (Pequenas Centrais Hidrelétricas) e oito UHE's (Usinas hidrelétricas).

Os rios estudados na bacia do rio Doce estão inseridos, basicamente, em 13 microrregiões, sendo 11 no estado de Minas Gerais e duas no estado do Espírito Santo, onde foi considerado apenas o rio Doce (Tabela 1).

A população dessa bacia é composta de aproximadamente 3.100.000 habitantes, sendo que o maior adensamento populacional e a maior proporção da população residente na zona urbana ocorre na microrregião de Ipatinga.

O embasamento rochoso predominante na bacia é o granito-gnaiss e o quartzito, que juntamente com as elevadas altitudes em determinadas regiões, proporcionam o caráter ácido do solo (Castellanos-Solá *et al.* 2006). Já o clima, assim como na maioria do estado de Minas Gerais, é caracterizado por duas estações bem definidas: um período seco (abril a setembro) em que as menores temperaturas do inverno coincidem com o máximo da seca no mês de julho e um período chuvoso (outubro a março), no qual as temperaturas mais elevadas coincidem com os maiores índices pluviométricos entre os meses de dezembro e janeiro (Castellanos-Solá *et al.* 2006).

Originalmente, a bacia do rio Doce era coberta pela Mata Atlântica, que nos dias de hoje, devido às pressões antrópicas, se restringe a poucos fragmentos (ex: Parque Estadual do Rio Doce, MG). Grande parte da bacia está ocupada por capoeira e pastagens, destinadas ao rebanho bovino. Já determinadas regiões do médio e do baixo rio Doce, próximo ao município de Ipatinga e Linhares respectivamente, apresentam uma grande área de cultivos de espécies do gênero *Eucaliptus*. A cobertura vegetal de praticamente toda a área abordada nesse estudo é denominada Floresta Estacional Semidecidual com vegetação secundária e atividades agrícolas.

Tabela 1: Características territoriais, populacionais e agropecuárias das 13 microrregiões onde estão inseridos os rios da bacia do rio Doce abordados nesse estudo.

Unidade da Federação	Mesorregião Geográfica	Microrregião Geográfica	Nº MS	AT	DD	PR	PU	APLT	APLP	REB
				(Km ²)	(hab/Km ²)	(%)	(%)	(Hectare)	(Hectare)	(cabeças)
				2000	2000	1996	1996	Média 2000 - 2004	Média 2000 - 2004	Média 2000 -2004
Espírito Santo	Litoral Espírito Santense	Colatina	7	4374,70	42,34	33,10	66,90	7719,00	68173,20	133213,20
	Noroeste Espírito Santense	Linhares	7	6885,90	36,30	26,90	73,10	21678,80	88118,40	246253,20
Minas Gerais	Metropolitana de Belo Horizonte	Conceição do Mato Dentro	13	6876,40	12,84	57,40	42,60	11973,00	1483,20	133549,40
		Itabira	18	7998,70	44,01	22,96	77,04	17760,60	4157,20	197549,80
	Vale do Rio Doce	Aimorés	13	8329,20	17,79	39,90	60,10	32379,20	31047,20	340533,00
		Caratinga	20	5511,40	43,61	40,07	59,93	23712,20	35694,00	142913,40
		Governador Valadares	25	11327,00	35,01	18,48	81,52	24271,80	4327,40	576486,00
		Guanhães	15	5781,60	22,18	50,62	49,38	19792,00	2408,00	171832,60
		Ipatinga	13	4406,30	107,52	12,03	87,97	11682,00	1522,40	90482,00
		Peçanha	9	4602,20	18,33	65,03	34,97	24172,20	4793,60	164567,80
	Zona da Mata	Manhuaçu	20	4856,40	51,51	44,91	55,09	23319,00	104863,80	101431,20
		Ponte Nova	18	4874,80	39,01	38,55	61,45	42165,40	17920,40	206375,00
Viçosa		20	4826,10	44,61	46,74	53,26	57217,80	21586,80	175114,20	

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - (IBGE 2005b)

MS: Municípios Subordinados; **AT:** Área Territorial; **DD:** Densidade Demográfica; **PR:** População Rural; **PU:** População Urbana; **APLT:** Área plantada de Lavoura Temporária; **APLP:** Área Plantada de Lavoura Permanente; **REB:** Rebanho Efetivo de Bovinos.

Por outro lado, a região no alto rio Santo Antônio, nas proximidades do divisor de águas entre a bacia do rio Doce e do rio São Francisco, é categorizada como uma região de Cerrado com gramíneas e plantas lenhosas. Já o Parque Estadual do Rio Doce, próximo à confluência do rio Doce e do Piracicaba, recebe a denominação de Floresta Estacional Semidecidual Submontana. Nas proximidades do médio e alto rio Manhuaçu e em praticamente todo trecho do rio Doce no estado do Espírito Santo predomina a Floresta Ombrófila Densa com vegetação secundária e atividades agrícolas, com exceção de um trecho próximo à cidade de Colatina onde predomina a Floresta Ombrófila Aberta com atividades agrícolas (IBGE 2005a).

3.2) Espécie estudada

O Trairão *Hoplias lacerdae*, Miranda Ribeiro, 1908 (Figura 2) pertence à família Erythrinidae, ordem Characiformes. Em 1990, Oyakawa sugere a divisão do gênero *Hoplias* em dois grupos distintos, o grupo *malabaricus* e o grupo *lacerdae* (Oyakawa, 1990). Esse mesmo autor reconhece 11 espécies no grupo *lacerdae*, das quais oito estão distribuídas na região leste do Brasil e três na região Amazônica.

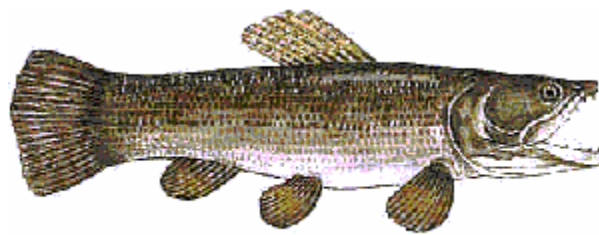


Figura 2: Trairão, *Hoplias lacerdae*, Miranda Ribeiro, 1908.

Para Britski *et al.* (1988), o gênero *Hoplias* é composto por espécies de peixes carnívoros predadoras. Alvim (1999), analisando o conteúdo estomacal dos trairões

coletados no trecho alto do rio São Francisco, verificou a presença de restos de peixes nos estômagos e categorizou essa espécie como piscívora.

O Trairão é uma espécie que pode medir até um metro de comprimento e atingir 15,0 kg (Britski *et al.* 1988), sendo considerada de grande potencial para a piscicultura (Andrade *et al.* 1998), por aceitar dietas artificiais (Luz *et al.* 2002), altas taxas de sobrevivência durante a larvicultura (Luz & Portella 2002) e facilidade para desovar em cativeiro. Nesse estudo, considerei os extremos dos valores das variáveis físico-químicas amostradas nos trechos de rios onde o Trairão foi registrado como os limites de tolerância dessa espécie.

Normalmente, há um elevado interesse social no cultivo do Trairão em função de alguns benefícios, como a produção de alimento (piscicultura) e a pesca esportiva, o que pode favorecer os processos de introduções intencionais (ex: introdução para a pesca), acidentais (ex: escapes de tanques de cultivo) e sua dispersão numa determinada região.

3.3) Dados: Obtenção, planilhamento e ajustes

O critério que utilizei para escolher os rios estudados na bacia do rio Doce foi o número e a distribuição dos pontos amostrais de variáveis físico-químicas da água disponíveis na bibliografia pesquisada. Buscando uma caracterização abiótica mais próxima da realidade, priorizei a escolha dos rios que têm os maiores números de pontos amostrais. Quanto à distribuição desses pontos, procurei selecionar os rios que apresentam uma distribuição tendendo a homogênea, o que quase sempre não foi possível, devido à constante agregação desses pontos em determinados trechos dos rios.

Os dados bióticos (registros de peixes) e abióticos (variáveis físico-químicas da água) foram obtidos a partir de bancos de dados e comunicação pessoal com um especialista na área de ictiologia. Consultei nove Estudos de Impacto Ambiental (EIA),

realizados para implantação de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) no estado de Minas Gerais para obter as variáveis físico-químicas dos rios utilizadas nesse estudo. Alguns destes EIA estão disponíveis na Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM-MG), sediada na cidade de Belo Horizonte, MG. Outros, ainda em execução, foram disponibilizados pela empresa Rio das Velhas Consultorias Ambientais e Prestação de Serviços LTDA, localizada na cidade de Santa Luzia, MG (Tabela 2).

Na maioria das vezes, encontrei as informações necessárias para esse trabalho (coordenadas geográficas e variáveis físico-químicas) nos tópicos dos EIA que abrangem a Área Diretamente Afetada e de Entorno (ADAE) do empreendimento e, em alguns casos, nos tópicos que abrange a Área de Influência Direta (AID).

Tabela 2: Estudos de Impacto Ambiental consultados para a obtenção das variáveis abióticas, número de pontos amostrais consultados em cada EIA e as fontes de dados.

	EIA (PCH)	Rio	Nº de pontos consultados	Região Consultada	Fonte
1	Boa Vista	Suaçuí Pequeno	5	ADAE	FEAM – MG
2	Boa Vista	Tronqueiras	2	AID	FEAM – MG
3	Fortuna II	Corrente Grande	1	ADAE	FEAM - MG
4	Fortuna II	Corrente Grande	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
5	Dores de Guanhões	Guanhões	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
6	Senhora do Porto	Guanhões	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
7	Jacaré	Guanhões	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
8	Brejaúba	Do Peixe	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
9	Monjolo	Do Peixe	5	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
10	Quinquim	Santo Antônio	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias
11	Sumidouro	Santo Antônio	4	ADAE	Rio das Velhas Consultorias

Os EIA disponibilizados pela empresa Rio das Velhas Consultorias ainda estão em processo de elaboração. Além dos pontos amostrais de variáveis físico-químicas e os registros de peixe contidos nos EIA da Tabela 2, essa empresa também disponibilizou

informações de mais quatro pontos de coletas de variáveis físico-químicas no rio Santo Antônio e um registro de peixe no rio do Peixe que, à princípio, não estão incluídos nos EIA.

Já as informações dos demais pontos de amostragem de água estão disponíveis no Projeto Água de Minas, que é coordenado e operado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM 2004). Esse projeto está em execução há 10 anos e vem permitindo identificar as tendências da situação de qualidade das águas do Estado de Minas Gerais. Atualmente, o projeto apresenta 244 pontos de monitoramento no estado, sendo 32 na bacia do rio Doce. Destes pontos, 22 foram incluídos na área de estudo do trabalho.

Para adquirir os registros de peixes não nativos na região de estudo, utilizei duas das fontes consultadas para a obtenção das informações abióticas (FEAM e Rio das Velhas Consultorias), o banco de dados NEODAT “The Inter-Institutional Database of Fish Biodiversity in the Neotropics” (2005) e as informações fornecidas por um especialista da área, o Dr. Jorge Dergam (UFV).

Todas as coordenadas geográficas dos registros de peixes e dos pontos amostrais de variáveis físico-químicas incluídos nesse estudo estão apresentadas nos Anexos 2 e 3 respectivamente.

3.3.1) Registros da espécie

Nesse estudo, cada registro de peixe se refere a um ponto de ocorrência da espécie estudada.

A eficiência das previsões de distribuição de uma determinada espécie numa região pode diminuir com a redução do seu número de registros utilizado na construção dos modelos de nicho ecológico (Peterson 2001). No entanto, Stockwell & Peterson

(2002) afirmam que o GARP é capaz de alcançar 90% da sua eficiência máxima em prever a distribuição de uma espécie usando menos de 20 registros.

Partindo desse princípio e buscando verificar a eficiência desses modelos na previsão da distribuição de uma espécie aquática usando variáveis físico-químicas de rios, utilizei o número de registros de peixes não-nativos na bacia do rio Doce como critério para a escolha da espécie a ser utilizada nesse estudo. Entre os peixes inventariados, o Trairão *Hoplias cf. lacerdae* foi a única espécie que apresentou um número de registros próximo ao sugerido por Stockwell & Peterson (2002). A distribuição e o número de registros dessa espécie na bacia do rio Doce usado nesse estudo estão apresentados na Figura 3 e na Tabela 3, respectivamente.

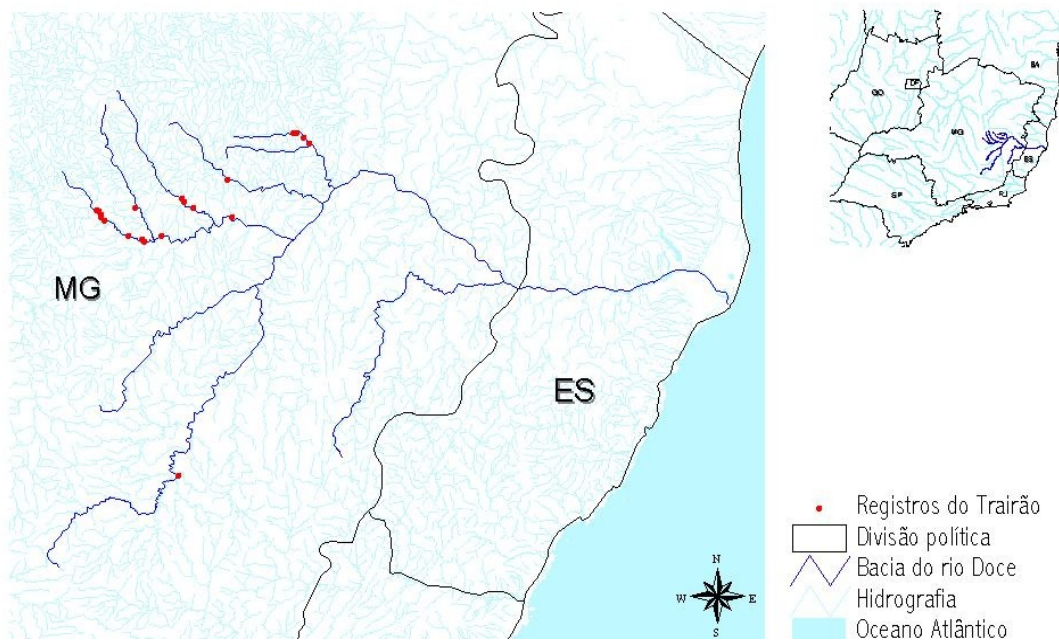


Figura 3: Registros do Trairão na bacia do rio Doce, MG.

Tabela 3: Número de registros do Trairão nos rios da bacia do rio Doce, MG.

Rio	Nº de registros do Trairão
Corrente grande	1
Guanhães	3
do Peixe	1
Piranga	1
Santo Antônio	10
Suaçuí Pequeno	4
TOTAL	20

3.3.2) Variáveis Físico-químicas

A escolha das oito variáveis físico-químicas utilizadas nesse estudo foi baseada na sua disponibilidade em bancos de dados. Escolhi apenas as variáveis que foram amostradas na maioria dos pontos de coleta, ou seja, as variáveis que estavam ausentes em grande parte dos pontos amostrais foram excluídas (ex: potássio, alumínio, etc).

Nesse estudo, utilizei as variáveis físico-químicas (Tabela 4) coletadas em pontos amostrais disponíveis em bancos de dados para caracterizar abioticamente a bacia do rio Doce (bacia real). Já a distribuição hipotética dos valores dessas variáveis (bacia hipotética), foi construída a partir do gradiente de variação proposto pelo *Conceito do Rio Contínuo* (Vannote *et al.* 1980) e, portanto, o pH não foi incluído nessa caracterização, porque normalmente não apresenta um gradiente de valores crescente ou decrescente no sentido cabeceira-foz dos rios. No caso dessa segunda bacia, os pontos amostrais foram distribuídos uniformemente no sistema permitindo avaliar o efeito de amostragens melhor planejadas sobre o sucesso das simulações de distribuição potencial.

Modelei o nicho fundamental do Trairão na bacia real e na bacia hipotética com as mesmas variáveis físico-químicas usadas para caracterizar cada uma dessas bacias.

Tabela 4: Lista das variáveis físico-químicas utilizadas para caracterizar a bacia real.

Variável	Unidade
Condutividade Elétrica	µmho/cm
Fosfato	mg/L P
Nitrato	mg/L N
Oxigênio Dissolvido	Mg/L
pH	-
Temperatura	°C
Turbidez	UNT
Vazão	m ³ /s

3.3.3) Planilhamento e ajustes dos dados

Dividi as variáveis obtidas em três grupos (geográficas, bióticas e abióticas – Tabela 5) e, em seguida, tabulei os dados referentes a essas variáveis para realizar as análises subseqüentes.

Tabela 5: Lista de variáveis selecionadas nas revisões bibliográficas.

Variáveis geográficas	Variáveis bióticas	Variáveis abióticas
Coordenadas geográficas.	Número de registros do Trairão.	Valores da Condutividade elétrica, fosfato, nitrato, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez, e vazão.

Quando necessário, converti as coordenadas geográficas dos registros dos peixes e dos pontos amostrais de variáveis físico-químicas de UTM – “Universal Transversal de Mercator” para graus decimais pelo programa “My3D LLC, Coordinate Converter Tool, Versão 1.1” (2005).

As coordenadas geográficas dos pontos de coleta d’água e dos registros do Trairão, quando plotadas no mapa hidrográfico utilizado, nem sempre se localizavam, exatamente, em cima dos rios. Apesar dos erros serem mínimos, plotei alguns pontos sobre o curso do rio gerando pontos com novas coordenadas geográficas. Para isso, desloquei o ponto original para o trecho do rio mais próximo a esse ponto, e em seguida, registrei a coordenada geográfica do novo local.

As amostras de água em que foram analisadas as variáveis físico-químicas apresentam grandes diferenças nos esforços amostrais e nos períodos de coletas. Os dados abióticos do rio Suaçuí Pequeno (PCH Boa Vista) foram coletados em campanhas de campo realizadas nos meses de maio e dezembro do ano 2001. As amostragens no rio Corrente Grande (PCH Fortuna II) foram executadas em meses de seca e chuva durante os anos de 1993 a 1998 e, posteriormente, no EIA disponibilizado pela Empresa “Rio das Velhas Consultorias”, foram coletadas amostras de água nesse rio em outubro de 2004.

Dos 22 pontos de coletas de água que consultei no *Projeto Água de Minas*, um foi amostrado no período entre 1998 e 2003 (rio Doce), sete foram amostrados no período entre 2000 e 2003, sendo dois pontos em cada um dos rios Piracicaba e Doce, um no rio Corrente Grande, um no Manhuaçu, e outro no rio do Peixe. Nos demais pontos (14), que estão distribuídos pelos rios Piranga, Piracicaba, Doce, Manhuaçu e Santo Antônio, foram realizadas amostragens entre os anos de 1997 e 2003. Em todos esses últimos pontos, as amostras d’água foram coletadas em períodos de chuva e seca.

Por último, nos EIA(s) em execução, disponibilizados pela empresa “Rio das Velhas Consultorias”, as coletas de água para as análises das variáveis físico-químicas foram realizadas no mês de outubro de 2004.

Em razão de amostragens realizadas em somente um período do ano em determinados pontos amostrais (não representando os valores extremos – seca e chuva) e em vários períodos em outros pontos e, também, buscando aproveitar o maior número de pontos para empregar o procedimento de construção de camadas ambientais na bacia real, calculei a média dos valores amostrados (em diferentes datas) de uma determinada característica físico-química como representativa do ponto amostral. Utilizei este valor,

resultante da média, para atribuir valores a novos pontos (item 3.4.2; 1ª etapa) e construir as camadas ambientais dos rios abordados nesse estudo.

3.4) Camadas ambientais hipotéticas

Utilizei o programa Arc View (ESRI 1999) em, basicamente, todo o processo de manuseio das informações geográficas (georreferenciadas) utilizado para a construção das camadas ambientais.

3.4.1) Dados utilizados para a construção

Construí camadas ambientais hipotéticas, com base nos dados de 89 pontos amostrais simulados de coleta d'água (informações pontuais), distribuídos nos rios abordados nesse estudo. Para a criação desses pontos, considerei a presença de um ponto amostral a cada 20 km de rio, aproximadamente. Dessa maneira, um rio que tem, aproximadamente, 100 km de extensão recebeu cinco pontos amostrais abrangendo trechos desde a cabeceira até a foz (Figura 4). O número de pontos amostrais simulados das variáveis físico-químicas nos rios da bacia do rio Doce (bacia hipotética) estão apresentados na Tabela 6.

Antes de demonstrar como calculei os valores de cada variável físico-química dos pontos amostrais simulados nos rios, é necessário definir o termo “novos pontos” abordado nesse estudo (item 3.4.2; 1ª etapa). Defini esse termo como pontos georreferenciados espaçados em 10 km no decorrer dos rios estudados. Atribuí valor a uma determinada variável nesses pontos a partir dos valores dessa variável nos pontos amostrais simulados ou nos pontos disponíveis em bancos de dados, possibilitando a construção das camadas ambientais (item 3.4.2).

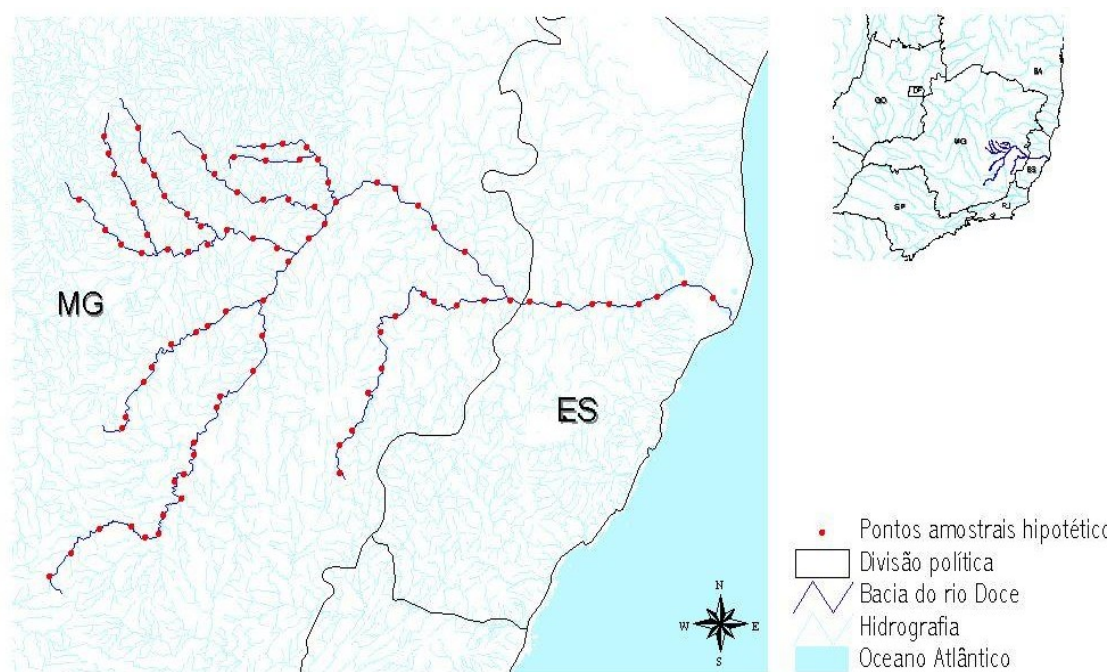


Figura 4: Distribuição dos pontos amostrais simulados nos rios da bacia do rio Doce, MG para análise de modelagem utilizando camadas hipotéticas de variáveis físico-químicas.

Tabela 6: Número de pontos amostrais simulados nos rios da bacia do rio Doce, MG utilizados nesse estudo.

	Rio	Nº de pontos amostrais hipotéticos
1	Rio Corrente Grande	6
2	Rio Doce	24
3	Rio Guanhões	6
4	Rio Manhuaçu	11
5	Rio do Peixe	5
6	Rio Piracicaba	8
7	Rio Piranga	11
8	Rio Santo Antônio	10
9	Rio Suaçuí Pequeno	5
10	Rio Tronqueiras	3
TOTAL		89

Prosseguindo o raciocínio, para calcular os valores de cada variável físico-química dos pontos amostrais simulados nos rios, segui as seguintes etapas:

- 1) Calculei a diferença entre o valor máximo e mínimo de cada variável físico-química utilizada nesse estudo;

2) Dividi o valor dessa diferença pelo número total de novos pontos (10 em 10 km) presentes entre a cabeceira do rio Piranga e a foz do rio Doce, gerando uma unidade de acréscimo (UA) da variável. Assumi que a cada 10 km (aproximadamente) de trecho de rio percorrido (sentido cabeceira – foz), uma determinada variável físico-química sofreu uma alteração equivalente à soma (temperatura, vazão, etc) ou à subtração (oxigênio dissolvido) dessa unidade de acréscimo;

3) Entre os rios utilizados nesse estudo, o ponto amostral mais próximo da cabeceira (aproximadamente 20 km) está localizado no rio Suaçuí Pequeno e o ponto amostral mais próximo à foz da bacia está localizado no rio Doce (aproximadamente 140 km). Usei a unidade de acréscimo estabelecida anteriormente para criar um novo valor mínimo e máximo de cada variável físico-química. Considerando a variável temperatura, por exemplo, somei a unidade de acréscimo equivalente a 140Km de rio (14 X UA) ao maior valor considerado anteriormente para simular um novo valor máximo de temperatura e diminuí a unidade de acréscimo equivalente a 20 Km de rio (2 X UA) ao menor valor para representar o novo valor mínimo.

4) Com base nesses novos valores mínimos e máximos de cada variável, calculei uma nova unidade de acréscimo e adotei o mesmo processo de alterações das variáveis físico-químicas proposto na etapa 2.

5) Considerei que as variáveis dos pontos amostrais simulados, ao longo do rio (sentido cabeceira – foz), são alteradas à medida que aumenta a distância da cabeceira, como propõe o Conceito do Rio Contínuo (Vannote *et al.* 1980). Portanto, os valores das variáveis físico-químicas nos pontos amostrais simulados de rios com aproximadamente a mesma distância da cabeceira são praticamente iguais.

Com o intuito de testar a sensibilidade do algoritmo, simulei também um impacto em parte da bacia. Para representar esse impacto nas camadas ambientais

hipotéticas, assumi alterações nos valores das variáveis físico-químicas em um ponto no rio do Peixe a, aproximadamente, 10 km da cabeceira. Substituí os valores atribuídos inicialmente nesse local por valores característicos de trechos de foz.

Em seguida, na simulação da diluição desse impacto ao longo do rio, utilizei o valor da unidade de acréscimo calculada anteriormente (item 4). A temperatura, por exemplo, aumentou no local do impacto e foi diminuindo (com a subtração da UA) a jusante à medida que se distanciava do ponto impactado.

3.4.2) Construção das camadas ambientais.

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) trabalha, basicamente, com dois tipos de modelos geográficos, o modelo vetorial e o modelo “raster” (Figura 5). Nos modelos vetoriais, as informações são codificadas e armazenadas na forma de coordenadas x,y e descrevem informações discretas. Essas informações podem ser: i) pontuais, como a localização da nascente de um rio, que é descrita por uma única coordenada geográfica (x,y), ii) lineares, como um rio, que é descrito por um conjunto de coordenadas geográficas (x,y) e iii) em forma de polígonos, como o perímetro de um lago, que é descrito por um conjunto de coordenadas x,y onde a primeira e a última coordenadas são iguais.

Já os modelos “raster” trabalham com um conjunto de células ou quadrículas, onde cada célula contém um valor determinado. Esses tipos de modelos são úteis para descrever dados que variam continuamente no espaço tais como variáveis ambientais, tipos de solo ou vegetação. O arquivo desse modelo geográfico é criado por um conjunto de pontos chamados “pixels”, organizados em linhas e colunas, e é utilizado para o armazenamento de uma imagem como um mapa ou figura.

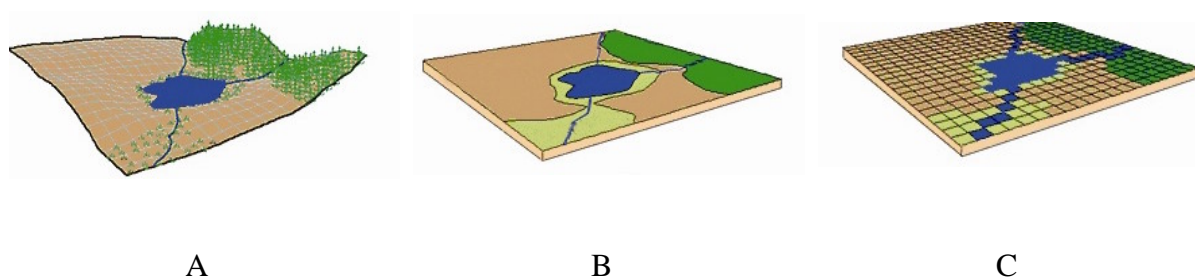


Figura 5: Imagem real (A), vetorial (B) e “raster” (C) de uma determinada área.

Uma camada ambiental, usada pelo GARP, para modelar o nicho de uma espécie deve ser um conjunto de células espacialmente contínuas com valores de uma determinada variável abiótica em uma região (modelo “raster”). Cada camada representa uma variável abiótica particular. Porém, a caracterização abiótica de rios, normalmente, é realizada de maneira pontual com dados disponíveis em pontos amostrais de água e não na forma de camadas ambientais (McNysset 2005). Portanto foi necessário calcular valores em novos pontos e em seguida transformar essa informação para o modelo “raster” (etapas 1 e 2 abaixo).

1ª etapa – Geração de valores dos novos pontos, a partir dos pontos amostrais simulados

Construí um arquivo, no formato *shapefile* (de pontos), em que cada ponto possui uma determinada informação numérica. Para isso, primeiramente, plotei os pontos amostrais simulados de coleta d’água no mapa e marquei pontos de 10 em 10 km no decorrer dos rios. Este processo totalizou 173 pontos, que foram nomeados como novos pontos. O número de novos pontos em cada rio utilizado nesse estudo está apresentado na Tabela 7.

Tabela 7: Números de novos pontos distribuídos nos rios utilizados nesse estudo.

	Rio	N^o de novos pontos
1	Rio Corrente Grande	12
2	Rio Doce	56
3	Rio Guanhães	11
4	Rio Manhuaçu	22
5	Rio do Peixe	10
6	Rio Piracicaba	15
7	Rio Piranga	13
8	Rio Santo Antônio	19
9	Rio Tronqueiras	6
10	Suaçuí Pequeno	9
TOTAL		173

Calculei o valor de uma variável físico-química em um novo ponto P_B quando esse estava localizado entre dois pontos amostrais simulados P_A e P_C (Figura 6).

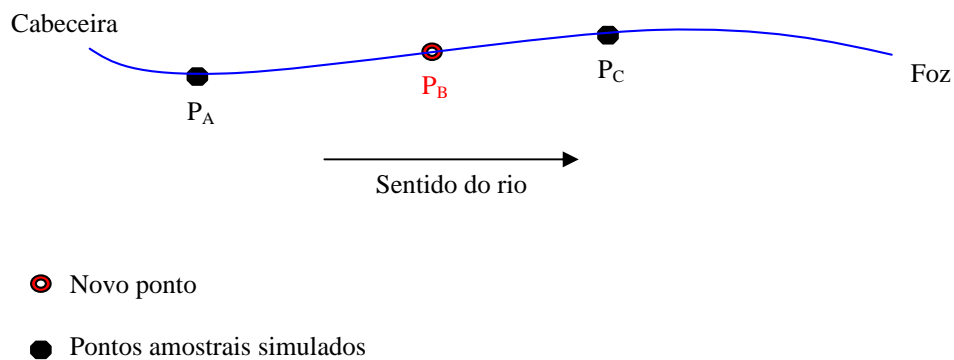


Figura 6: Representação da localização de um novo ponto entre dois pontos amostrais hipotéticos.

Nesse caso, calculei o valor da variável V_B de acordo com a fórmula abaixo:

$$V_B = (V_C - V_A) \times d_{AB} / d_{AC} + V_A$$

Onde d_{AB} é a distância entre P_A e o novo ponto P_B e d_{AC} é a distância entre os pontos simulados A e C.

Quando não havia pontos amostrais simulados para calcular os valores dos novos pontos nos trechos próximos à foz ou à cabeceira dos rios, considerei o valor do ponto amostral simulado mais próximo da cabeceira ou da foz como representativo de todos os novos pontos subsequentes. Nas situações em que havia mais de um novo ponto entre dois pontos amostrais simulados, calculei os valores das variáveis em cada novo ponto empregando o mesmo procedimento que em situações com apenas um novo ponto (Figura 7).

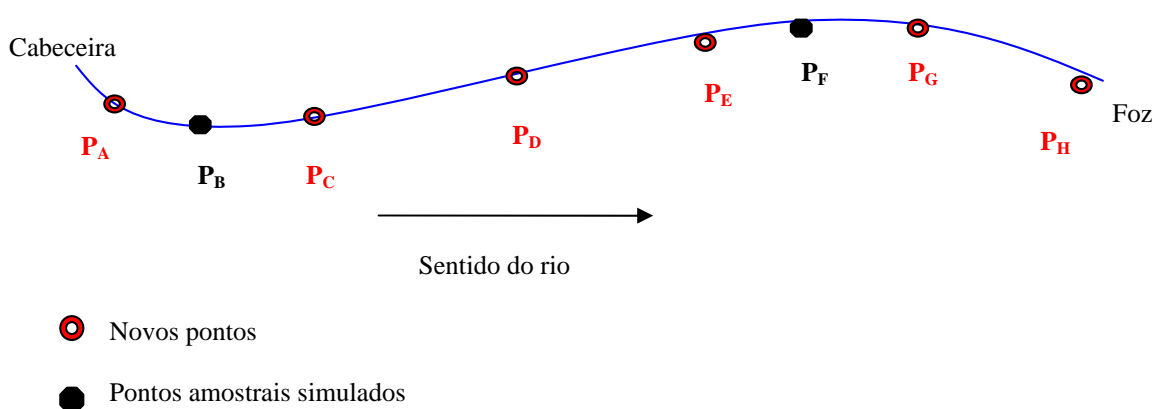
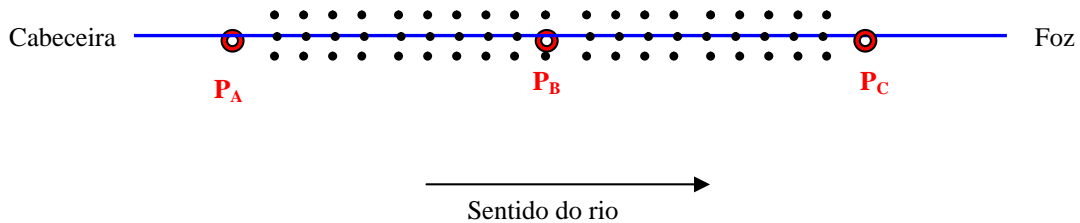


Figura 7: Representação de uma situação onde o valor da variável do novo ponto (P_A) é igual ao ponto amostral simulado mais próximo da cabeceira (P_B) e os valores das variáveis nos novos pontos, P_G e P_H são iguais ao valor do ponto amostral simulado mais próximo da foz (P_F). Os valores das variáveis nos 3 novos pontos P_C, P_D e P_E foram calculados utilizando os valores das variáveis nos dois pontos amostrais simulados (P_B e P_F) da mesma maneira que em situações com apenas um novo ponto.

2^a etapa – Transformação das informações físico-químicas dos novos pontos em camadas ambientais hipotéticas

Após o cálculo de valores dos 173 novos pontos nos rios da bacia, criei pontos a cada Km (aproximadamente) entre os novos pontos, totalizando, aproximadamente, 1730 pontos na bacia. Além disso, criei pontos ao lado de cada um dos pontos espaçados em um Km, aumentando a largura dos rios. Assim, cada intervalo de 10 km

ficou com 27 pontos que contêm a mesma informação da variável físico-química do novo ponto que antecede, totalizando em aproximadamente 5190 pontos (Figura 8).



- Novos pontos
- Pontos distanciados de 1 em 1Km

Figura 8: Trecho de um rio com pontos distanciados de um em um km. Os pontos entre P_A e P_B têm os mesmos valores de variáveis físico-químicas que P_A , os pontos entre P_B e P_C , têm os mesmos valores que P_B .

Criei esses pontos para possibilitar a transformação das informações pontuais (arquivo *shapefile*) de uma determinada variável físico-química, em informações espacialmente contínuas em forma de quadrículas (arquivo “raster”), ao longo dos rios. O espaçamento de um em um Km, entre os novos pontos, e o alargamento do rio possibilitaram a construção de quadrículas de dimensões que permitem retratar o contorno dos rios de forma semelhante à original (Figura 9).

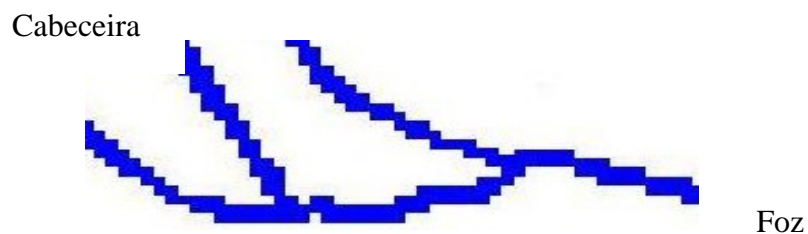


Figura 9: Representação de trechos de rios com informação em quadrículas.

Determinei que as laterais de cada quadrícula medissem aproximadamente dois Km (pixel com a resolução de 0,02 graus). A escolha dessa medida se deve ao fato de que resoluções maiores aumentavam o tamanho das quadrículas e os rios começavam a criar formas “grosseiras”, aumentando a largura e, até mesmo, criando contato com as quadrículas de rios “vizinhos”. Ao contrário, quando diminuí a resolução (< 0,02 graus), os rios apresentaram formas descontínuas.

Em seguida, para inserir as camadas ambientais no programa GARP, utilizei o Dataset Manager (programa incluído no pacote GARP) na transformação dos arquivos “raster” em um único arquivo que descreve a base de dados (camadas ambientais) a ser utilizada.

3.5) Determinação de trechos de rios da bacia hipotética vulneráveis ao estabelecimento do Trairão

Utilizei o GARP para construir 200 modelos de nicho ecológico do Trairão e, conseqüentemente, determinar a sua distribuição potencial. Para isso realizei os seguintes passos: i) selecionei todos os tipos de regras (regra atômica, bioclimáticas e logística); ii) considerei 0,01 como limite de convergência e 1000 iterações máximas; iii) assumi 10% de erro de omissão extrínseca e 50% de erro de comissão como critérios para a escolha dos *Best Subset* (Anderson *et al.* 2003) e iv) selecionei todas as camadas ambientais para serem usadas na modelagem (ver glossário no Anexo 1).

Dos 20 registros do Trairão em alguns rios da bacia do rio Doce, o GARP detectou 18 espacialmente únicos, ou seja, registros que caíram em quadriculas diferentes e, portanto, representaram informações independentes de ocorrência. O programa usou 50% desses registros para a modelagem de nicho (dados de treinamento – Anexo 1) e 50% para testar a qualidade dos modelos (dados de teste – Anexo 1).

O GARP utiliza o teste do qui-quadrado para determinar se os pontos de teste caíram mais vezes dentro das regiões onde o modelo previu presença da espécie do que o esperado pelo acaso (ex: Peterson & Cohoon 1999; Anderson *et al.* 2002a). Estes testes (usando os dados de testes) fornecem medidas extrínsecas da significância do modelo. Contudo, excluindo parte do conjunto de dados da etapa de construção do modelo, o algoritmo não aproveita os dados ambientais de todas as localidades onde a espécie foi encontrada.

Os resultados da predição da distribuição potencial do Trairão em mapa geográfico foram exportados, como arquivos “raster”, para o programa Arc View (ESRI 1999). Para incorporar a variabilidade entre os modelos, considerei, dos 100 escolhidos (50% dos construídos) pela ferramenta *Best Subset*, somente os que previram a presença e a ausência da espécie melhor que distribuições ao acaso. A sobreposição dos mesmos gerou uma representação única da distribuição potencial do Trairão nos rios estudados da bacia do rio Doce. Utilizei o GARP para determinar a distribuição potencial do Trairão com as camadas ambientais hipotéticas sem impacto e, em seguida, modeliei a sua distribuição com a simulação do impacto no rio do Peixe.

3.6) Camadas ambientais reais

3.6.1) Dados utilizados para a construção

Construí as camadas ambientais reais com base nos valores das variáveis físico-químicas coletadas em 67 pontos amostrais disponíveis nos bancos de dados utilizados nesse estudo. A distribuição desses pontos amostrais e o número de pontos em cada rio estudado da bacia do rio Doce (bacia real) estão apresentados na Figura 10 e na Tabela 8, respectivamente.

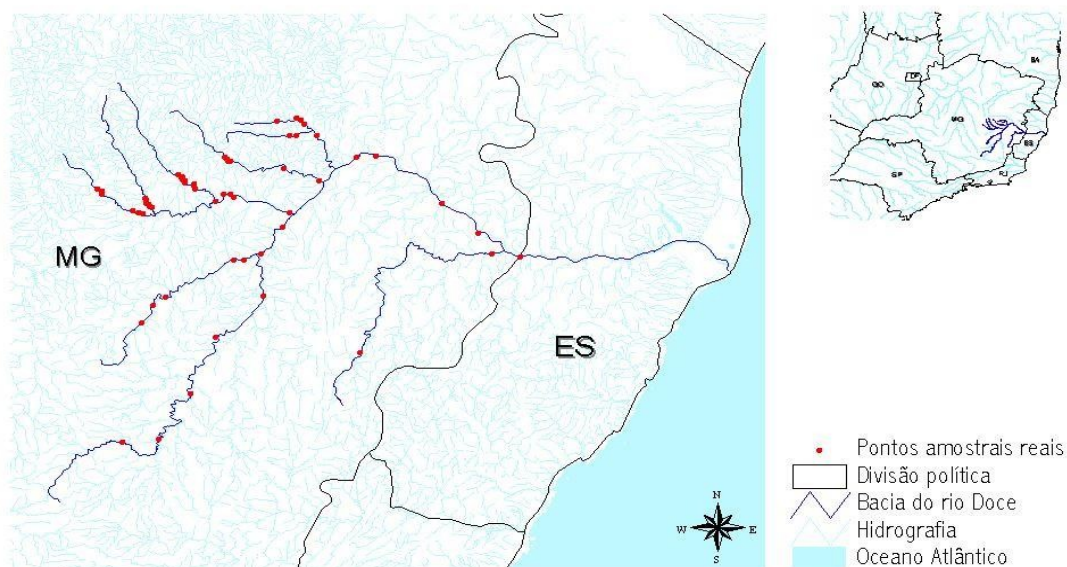


Figura 10: Distribuição dos pontos amostrais de variáveis físico-químicas disponíveis em bancos de dados (utilizados nesse estudo) nos rios da bacia do rio Doce, MG.

Tabela 8: Número de pontos amostrais disponíveis em bancos de dados (utilizados nesse estudo) nos rios da bacia do rio Doce, MG, utilizados nesse estudo.

	Rio	Nº de pontos amostrais
1	Rio Corrente Grande	6
2	Rio Doce	9
3	Rio Guanhões	12
4	Rio Manhuaçu	2
5	Rio do Peixe	10
6	Rio Piracicaba	5
7	Rio Piranga	3
8	Rio Santo Antônio	13
9	Suaçuí Pequeno	5
10	Rio Tronqueiras	2
TOTAL		67

3.6.2) Construção das camadas ambientais

O procedimento para a construção das camadas ambientais reais e sua inserção no GARP foi o mesmo adotado para as camadas ambientais hipotéticas (item 3.4.2).

Entretanto, na etapa de geração de valores dos novos pontos, a partir dos pontos amostrais, enfatizo uma informação complementar.

Nos rios Santo Antônio, do Peixe, Guanhães, Corrente Grande, Suaçuí Pequeno e Piracicaba, surgiram situações onde havia mais de um ponto amostral dentro do trecho de 10 km (distância estabelecida entre os novos pontos). Nessas situações, considerei, na aplicação da fórmula, o ponto amostral mais próximo ao novo ponto a ser calculado (Figura 11).

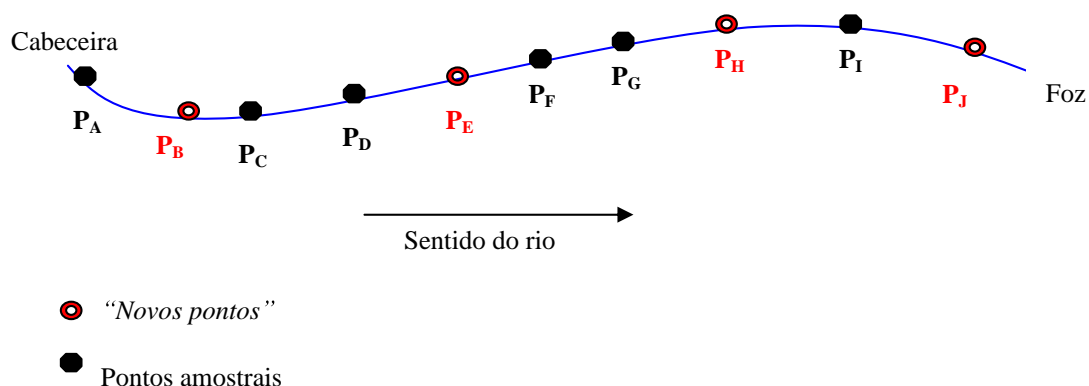


Figura 11: Os valores das variáveis físico-químicas no novo ponto P_B foram calculados utilizando os valores das variáveis nos pontos P_A e P_C; no novo ponto P_E foram calculados a partir de P_D e P_F, e assim foi calculado o restante dos novos pontos.

3.7) Determinação de trechos de rios da bacia real vulneráveis ao estabelecimento do Trairão

Utilizei novamente o GARP para construir 200 modelos de nicho ecológico do Trairão e determinar a sua distribuição potencial, com base nos 18 registros espacialmente únicos da espécie. Assumi as mesmas regras, limite de convergência, número de iterações máximas, e porcentagens de erros de omissão e comissão (considerado pela ferramenta *Best Subset*) adotados na bacia hipotética para determinar

a distribuição potencial do Trairão na bacia real. Quanto às camadas ambientais, considerei as usadas na bacia hipotética e inseri o pH.

Por último, os procedimentos utilizados para gerar os mapas de distribuição potencial do Trairão foram idênticos àqueles da bacia hipotética.

4 RESULTADOS

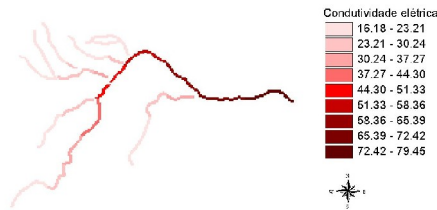
4.1) Bacia com as camadas ambientais hipotéticas

As camadas ambientais hipotéticas, sem e com impacto, das variáveis físico-químicas utilizadas para construir os modelos de nicho ecológico do Trairão estão apresentadas na Figura 12.

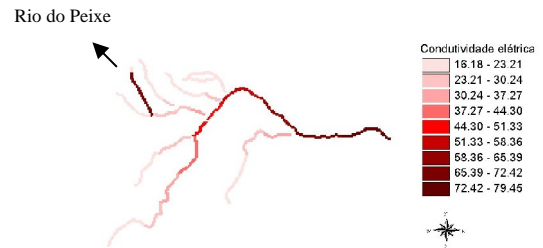
Os valores da condutividade elétrica, fosfato, nitrato, temperatura, turbidez e vazão, nas camadas ambientais hipotéticas sem impacto, apresentaram um gradiente de variação crescente no sentido da cabeceira-foz dos rios, sendo que os maiores valores se concentraram na foz do rio Doce (rio de maior extensão). Já os valores do oxigênio dissolvido diminuíram nesse sentido.

Os valores das variáveis físico-químicas das camadas ambientais hipotéticas com impacto foram idênticos aos valores das camadas ambientais sem impacto, exceto no rio do Peixe, onde foi simulado o impacto. No ponto impactado, os valores do oxigênio dissolvido foram menores e o restante das variáveis apresentou valores maiores do que nas camadas ambientais hipotéticas sem impacto. Ao longo desse rio, no sentido cabeceira-foz, os valores da variável oxigênio foram aumentando e os valores das outras variáveis foram diminuindo representando a diluição do impacto.

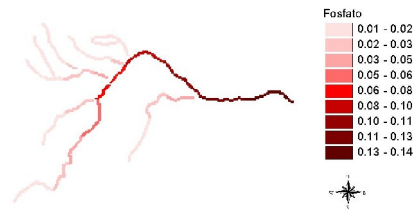
a) Condutividade



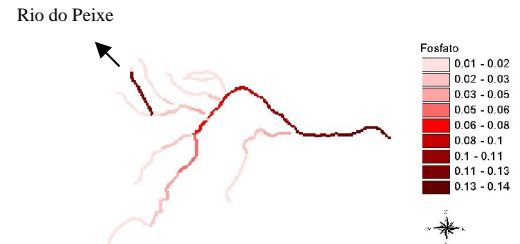
a) Condutividade



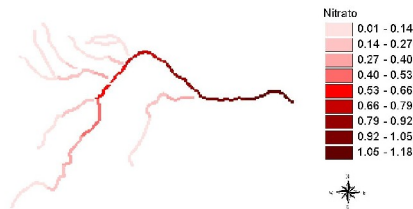
b) Fosfato



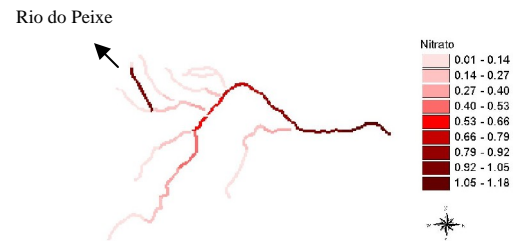
b) Fosfato



c) Nitrato



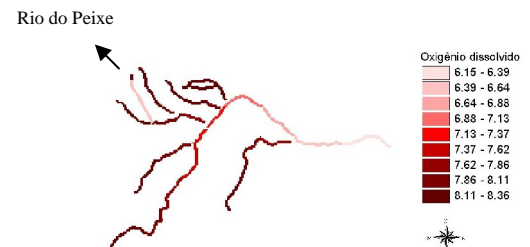
c) Nitrato



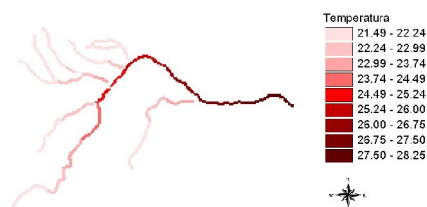
d) Oxigênio dissolvido



d) Oxigênio dissolvido



f) Temperatura



f) Temperatura

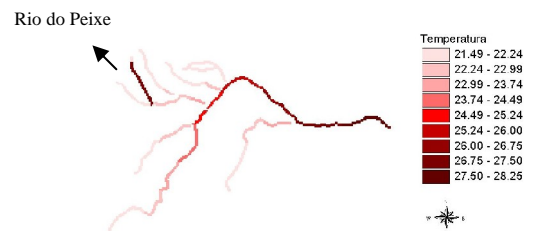
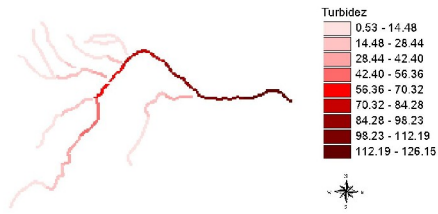
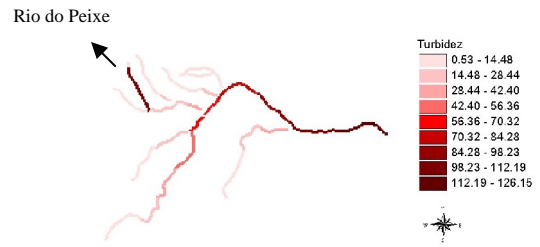


Figura 12 (continuação): Camadas ambientais hipotéticas sem impacto (esquerda) e com impacto (direita) das variáveis físico-químicas utilizadas para a construção dos modelos de nicho ecológico do Trairão.

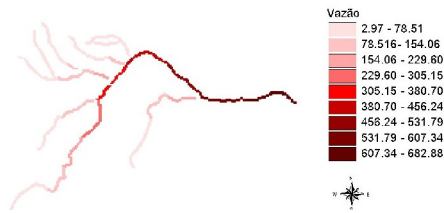
g) Turbidez



g) Turbidez



h) Vazão



h) Vazão

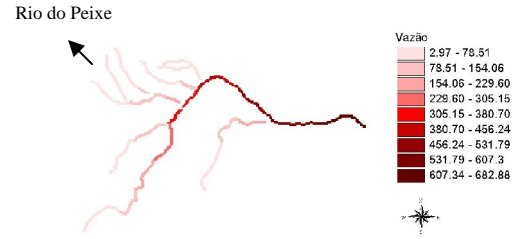


Figura 12 (continuação): Camadas ambientais hipotéticas sem impacto (esquerda) e com impacto (direita) das variáveis físico-químicas utilizadas para a construção dos modelos de nicho ecológico do Trairão.

Dos 100 modelos de nicho ecológico escolhidos pela ferramenta *Best Subset* na bacia hipotética sem impacto, 92 previram a presença e a ausência dessa espécie melhor que distribuições ao acaso ($\chi^2 = 3,88 - 17,55$; $P < 0,05$). Desses 92 modelos, somente um apresentou erro de omissão extrínseco igual a zero, 82 modelos apresentaram porcentagens entre 10 e 30, e nove modelos porcentagens iguais a 40. Já o erro de comissão variou de 29,78 a 42,35%. A área geográfica correspondente à soma dos 92 modelos, além de abranger todos os locais onde foram registrados os nove pontos de teste utilizados pelo GARP, gerou uma probabilidade da ocorrência do Trairão na bacia hipotética sem impacto e, conseqüentemente, permitiu sugerir os trechos mais vulneráveis ao estabelecimento dessa espécie (Figura 13).

A distribuição potencial do Trairão abrangeu praticamente todos os trechos médios dos rios estudados, com exceção do rio Doce. A maioria dos modelos (81 a 100%) previu a distribuição dessa espécie nos trechos médios e também nos trechos de

foz dos rios do Peixe, Suaçuí Pequeno e Tronqueiras. Já os trechos mais baixos (próximos à foz) dos rios Corrente Grande, Guanhães e Piracicaba também se mostraram vulneráveis ao estabelecimento dessa espécie, sendo que no rio Piracicaba poucos modelos (1-20%) previram a distribuição do Trairão.

Na determinação da distribuição potencial do Trairão na bacia hipotética com impacto, 80% dos modelos escolhidos pela ferramenta *Bests Subsets* previram a presença e a ausência dessa espécie melhor do que distribuições ao acaso ($\chi^2 = 3,84 - 15,63$; $P < 0,05$). Desses 80 modelos, seis apresentaram erro de omissão extrínseco igual a zero, 62 apresentaram esse tipo de erro entre 10 e 30 % e 12 modelos apresentaram porcentagem igual a 40. Já, o erro de comissão variou de 25,42 a 47,08%. A área correspondente à interseção dos 80 modelos, assim como na bacia hipotética sem impacto, abrangeu todos os locais onde foram registrados os nove pontos de teste utilizados pelo GARP.

A soma dos 80 melhores modelos gerou uma probabilidade da ocorrência do Trairão em determinados trechos da bacia do rio Doce (com impacto) e permitiu sugerir os trechos mais vulneráveis ao estabelecimento dessa espécie (figura 14).

Os modelos predisseram a distribuição potencial do Trairão em quase todos os trechos médios dos rios estudados, com exceção do rio Doce e, dessa vez, do rio do Peixe. Mas, 21 a 40% dos modelos predisseram a distribuição do Trairão na foz desse rio. Novamente, 81 a 100% dos modelos previram a distribuição dessa espécie nos trechos médios dos rios e também nos trechos de foz dos rios Suaçuí Pequeno e Tronqueiras. Os trechos mais baixos (próximos à foz) dos rios Corrente Grande, Guanhães e Piracicaba também se mostraram vulneráveis ao estabelecimento do Trairão, sendo que aumentou o número de modelos que previu a distribuição dessa espécie na foz do rio Piracicaba (21-40%).

A distribuição potencial do Trairão na bacia hipotética com impacto, obviamente, apresentou pequenas diferenças quando comparada com a bacia não impactada. Em ambas as simulações, os modelos sugeriram uma distribuição potencial em trechos médios de quase todos os rios (a exceção do rio Doce) e em trechos baixos de alguns outros. Entretanto, na bacia impactada, os modelos não predisseram a presença do Trairão no médio rio do Peixe.

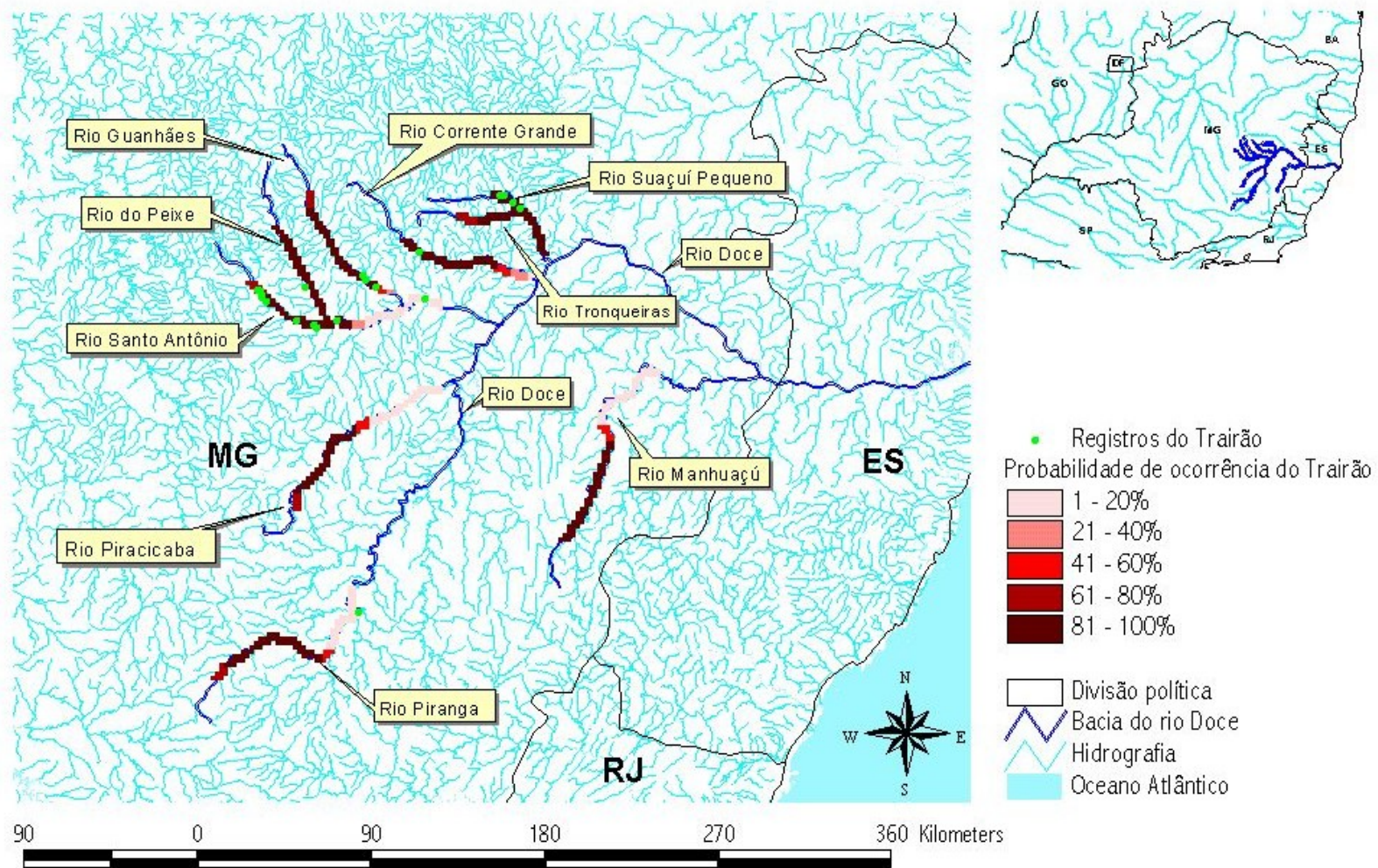


Figura 13: Distribuição potencial do Trairão na bacia do rio Doce (camadas ambientais hipotéticas sem impacto).

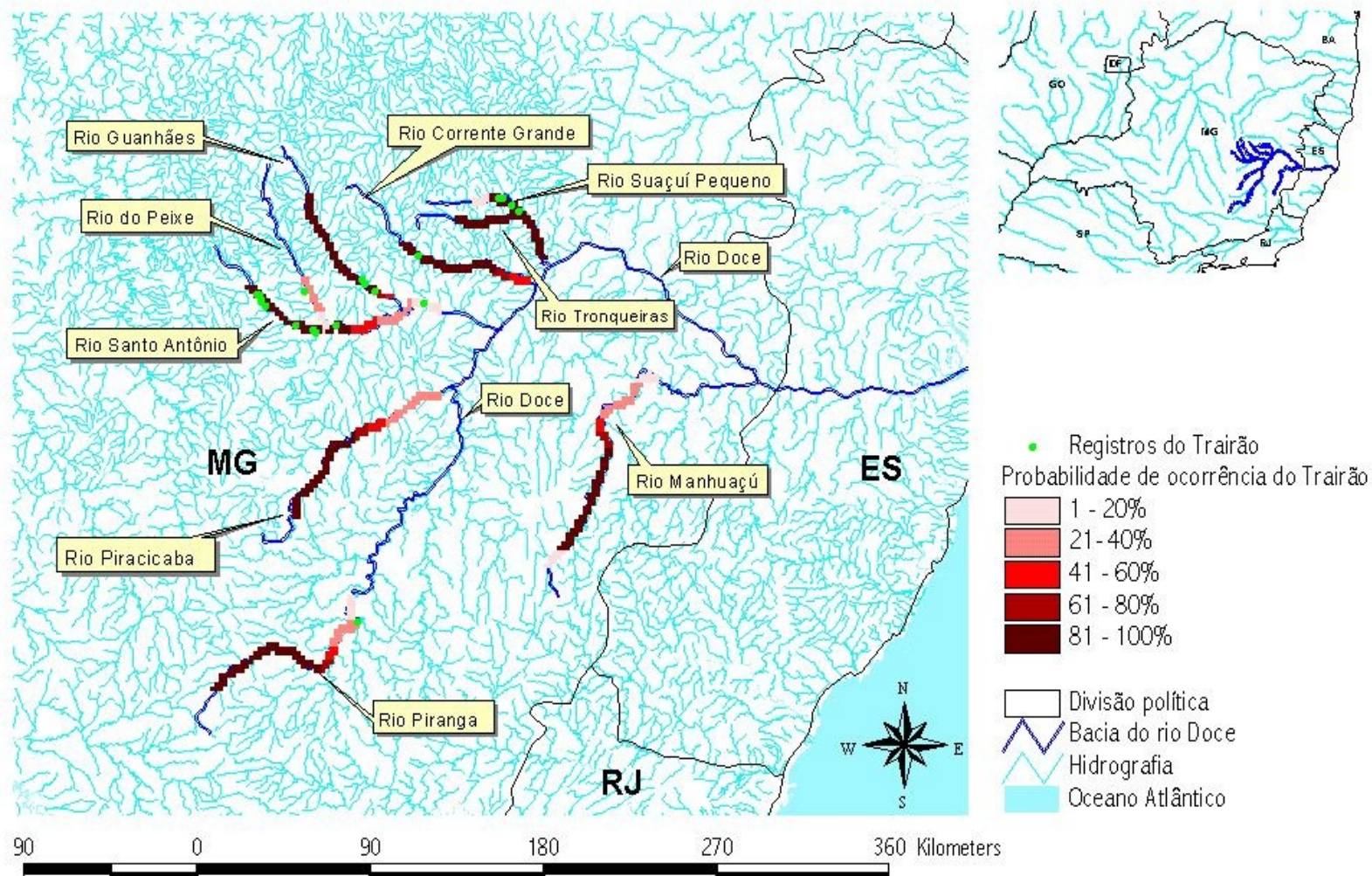
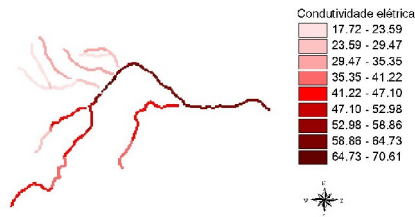


Figura 14: Distribuição potencial do Trairão na bacia do rio Doce (camadas ambientais hipotéticas com impacto).

4.2) Bacia com as camadas ambientais reais.

As camadas ambientais reais das variáveis físico-químicas utilizadas para construir os modelos de nicho ecológico do Trairão nesse estudo estão apresentadas na Figura 15.

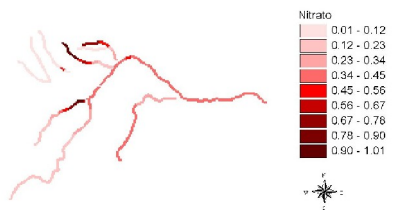
a) Condutividade



b) Fosfato



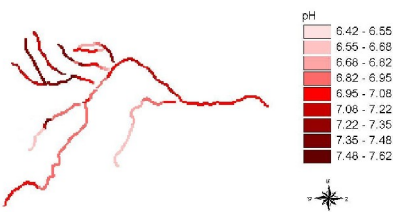
c) Nitrato



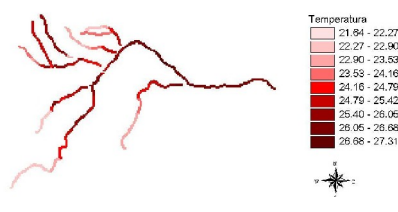
d) Oxigênio dissolvido



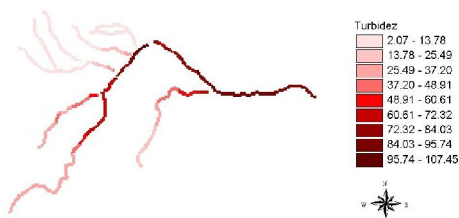
e) pH



f) Temperatura



g) Turbidez



h) Vazão

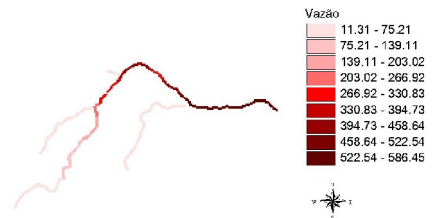


Figura 15: Camadas ambientais reais das variáveis físico-química utilizadas para a construção dos modelos de nicho do Trairão.

Em alguns rios, que carecem de amostragem de vazão (rio do Peixe, Santo Antônio, Guanhões, Corrente Grande, Suaçuí Pequeno e Tronqueiras) ou de nitrato, como um trecho do rio Santo Antônio, não foram realizadas as caracterizações espacialmente contínuas para essas variáveis.

As camadas ambientais reais apresentaram algumas diferenças quando comparadas com as hipotéticas. Nas duas situações a temperatura, a condutividade elétrica, a turbidez, a vazão e o fosfato dos rios, de modo geral, apresentaram um gradiente de variação crescente no sentido cabeceira-foz. Entretanto, alguns trechos do médio rio Santo Antônio e Piracicaba na bacia real apresentaram a temperatura com até 2 graus mais elevada que alguns trechos próximos à foz, enquanto que o trecho de cabeceira e parte do trecho médio do rio Piranga apresentou concentrações de fosfato mais elevadas que a foz. O pH (variável não usada na bacia hipotética) não apresentou um gradiente de valores bem definido, mas as variações foram pequenas (6,42 a 7,62) em toda a bacia. Já o oxigênio dissolvido, de modo geral, aumentou da cabeceira para a foz, com exceção dos rios Suaçuí Pequeno e Corrente Grande. Quanto ao nitrato, os valores foram crescentes no sentido cabeceira-foz nos rios do Peixe, Doce, Piracicaba, Tronqueiras e em alguns trechos do rio Santo Antônio e Guanhões, onde foi amostrada essa variável, sendo que a foz do rio Piracicaba apresentou alta concentração. Por outro lado, os valores do nitrato foram ligeiramente decrescentes no sentido cabeceira-foz do rio Manhuaçu e mais destacado nos rios Suaçuí Pequeno e Corrente Grande.

Os valores mínimos e máximos das variáveis físico-químicas coletadas nos trechos de rios onde o Trairão foi registrado foram utilizados para representar os limites de tolerância dessa espécie (Tabela 9).

Tabela 9: Limites de tolerância do Trairão com base nos registros dessa espécie nos rios estudados da bacia do Rio Doce.

	Temperatura (⁰ C)	pH	Condutividade Elétrica (µmho/cm)	Turbidez (UNT)	Fosfato Total (mg/L P)	Nitrato (mg/L N)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
Mín	19,00	5,98	17,37	1,98	0,01	0,01	6,70
Máx	28,00	7,63	88,00	129,00	1,11	1,91	8,90

Dos 100 modelos escolhidos como os “*Best subsets*”, 92% previram a presença e a ausência dessa espécie melhor que distribuições ao acaso ($\chi^2 = 4,12 - 24,62$; $P < 0,05$) e foram usados para representar a distribuição potencial da espécie na bacia. Desses 92 modelos, dois apresentaram erro de omissão extrínseco igual a zero, 72 modelos apresentaram esse tipo de erro entre 10 e 30 %, e 18 modelos apresentaram entre 40 e 50% desse erro. Já o erro de comissão variou de 16,88 a 34,33%. A área correspondente à soma dos 92 modelos de distribuição potencial do Trairão, assim como na bacia hipotética sem e com impacto, abrangeu todos os locais onde foram registrados os nove pontos de teste utilizados pelo GARP. Além disso, o somatório desses modelos permitiu o cálculo da probabilidade da ocorrência do Trairão em determinados trechos da bacia do rio Doce com camadas ambientais reais (Figura 16).

A distribuição potencial do Trairão abrangeu trechos de todos os rios incluídos nesse estudo, exceto o rio Manhuaçu. A maioria dos modelos (81 – 100%) prediz a distribuição dessa espécie em trechos do rio Santo Antônio, Guanhães, Corrente Grande e Suaçuí Pequeno. Por outro lado, poucos modelos predisseram a distribuição dessa espécie nos rios Piracicaba e Doce.

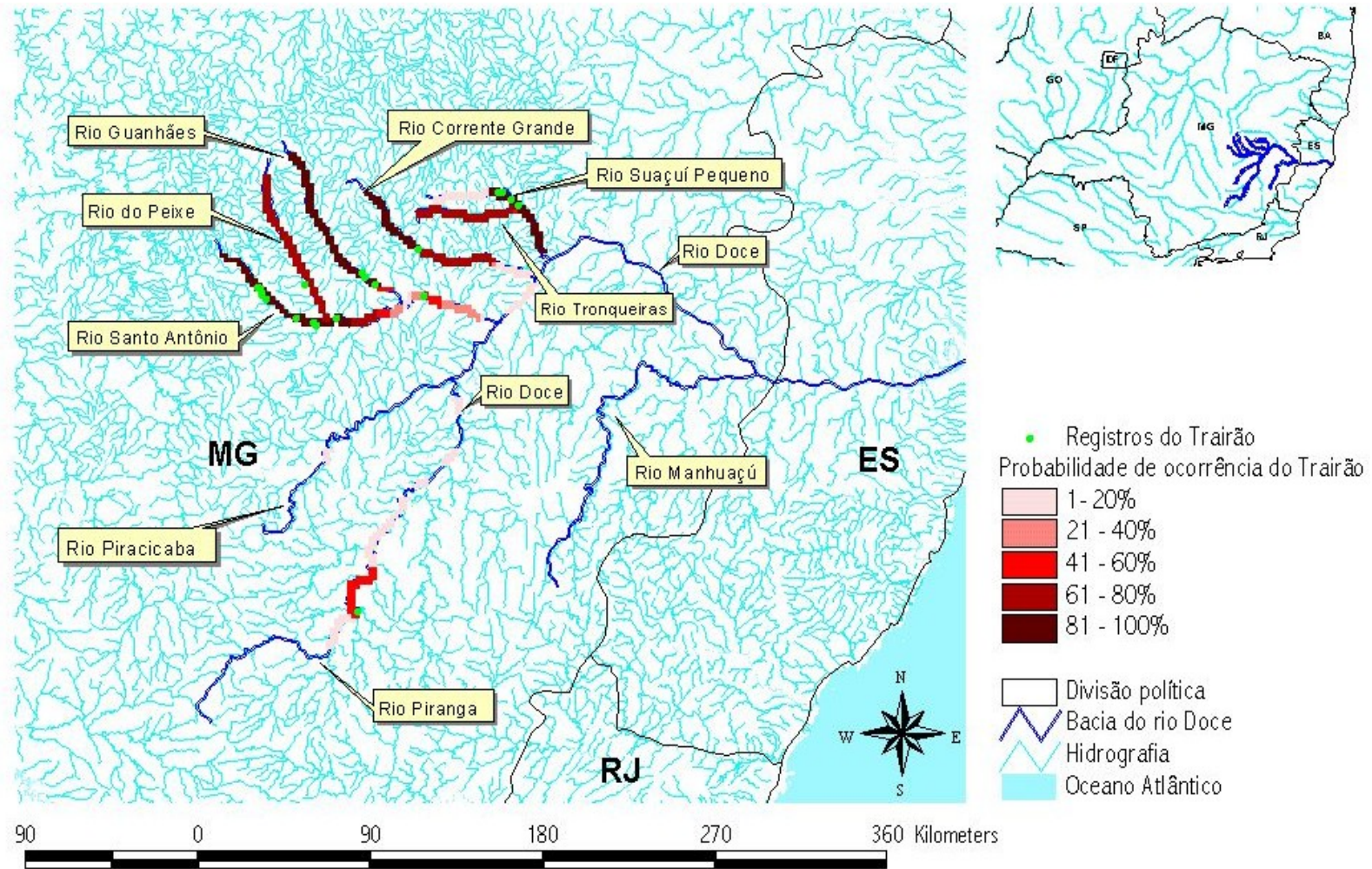


Figura 16: Distribuição potencial do Trairão na bacia do rio Doce (camadas ambientais reais).

5 DISCUSSÃO

Vários trabalhos evidenciaram a eficiência do GARP em construir modelos de nicho ecológico para determinar a distribuição potencial de algumas espécies. Alguns autores, trabalhando em escala continental, apontaram a habilidade do GARP em prever a distribuição de espécie não-nativas (Peterson & Vieglais 2001; Peterson *et al.* 2003a; Peterson *et al.* 2003b; Peterson 2003; Drake & Bossenbroek 2004; Iguchi *et al.* 2004). Outros, usando a mesma escala, enfatizaram a importância desse programa nas previsões de extinção em cenários futuros (Peterson *et al.* 2002a; Siqueira & Peterson 2003). Além disso, esse programa também recebeu destaque na habilidade em prever a distribuição de alguns invertebrados (Peterson *et al.* 2002b, Oberhauser & Peterson 2003; Peterson *et al.* 2003b).

Já neste estudo, o GARP mostrou eficiência na determinação da distribuição potencial do Trairão em rios da bacia do rio Doce associando camadas ambientais de variáveis físico-químicas, que usualmente são os únicos dados disponíveis, com os registros da espécie.

A previsão de distribuição do Trairão na bacia hipotética abrangeu os trechos dos rios (Corrente Grande, Guanhões, Manhuaçú, do Peixe, Piracicaba, Piranga, Santo Antônio, Suaçuí Pequeno e Tronqueiras) que têm características ambientais semelhantes aos trechos onde o mesmo foi registrado, exceto o rio Doce que, de acordo com os modelos de nicho, não apresentou vulnerabilidade ao estabelecimento dessa espécie. Além disso, todos os pontos de registros do Trairão (pontos de teste e treinamento) ficaram inseridos nos trechos de distribuição previstos pelo programa (sobreposição dos modelos), indicando uma baixa porcentagem de erros de omissão em alguns dos modelos utilizados. Quanto à distribuição do Trairão na bacia real, embora tenha apresentado alguns trechos de rios (Doce, Manhuaçú e Piracicaba) não vulneráveis ao

estabelecimento do Trairão, foi semelhante à distribuição hipotética e também apresentou todos pontos de registros inseridos nas previsões de distribuição do GARP.

Nessa situação (bacia real), é razoável supor que as características ambientais dos trechos de rios onde não foi prevista a distribuição do Trairão são diferentes dos locais onde o mesmo foi registrado. Contudo, a confirmação ou rejeição dessa suposição fica difícil, devido à carência de amostragens de variáveis físico-químicas em determinados trechos desses rios.

A ausência dessas amostragens na bacia real prejudicou a caracterização do perfil abiótico dos rios, comprometendo a qualidade das camadas ambientais (eficiência na representação da realidade abiótica dos rios) e, conseqüentemente, alterando as previsões de distribuição do Trairão. Normalmente, os bancos de dados de variáveis físico-químicas de rios disponíveis ao público apresentam pontos amostrais em determinados trechos de rios (McNyset 2005) que tenham algum interesse para o homem, seja científico, econômico ou legal (ex: EIA). Em alguns rios (Corrente Grande, Guanhães, do Peixe, Santo Antônio e Suaçuí Pequeno), por exemplo, os números de pontos amostrais na bacia real são maiores ou iguais aos números propostos na bacia hipotética, porém, os mesmos se encontram distribuídos de maneira agregada em determinados trechos, indicando que o principal problema está na distribuição desses pontos e não no esforço amostral empregado.

Os resultados de distribuição potencial do Trairão gerados na bacia hipotética mostram a importância da amostragem de variáveis físico-químicas bem delineada nos rios da bacia. Observando os trechos de rios onde o Trairão foi registrado, verificando os trechos onde o GARP previu presença dessa espécie e sabendo que as variáveis ambientais apresentam, praticamente, os mesmos valores nos trechos alto, médio e baixo nos rios dessa bacia (figura 12 coluna esquerda) fica visível a eficiência desse

programa em prever a distribuição de uma espécie aquática em trechos de rios que apresentam características físico-químicas semelhantes aos trechos onde a mesma foi registrada.

Portanto, em situações práticas, a distribuição potencial gerada pelo GARP tende a ser mais confiável, quanto melhor as camadas ambientais representarem o perfil abiótico dos rios, e quanto mais confiante for a informação dos registros da espécie estudada. Para obter uma melhor representação do perfil abiótico de um rio seria necessário, além de não deixar grandes trechos sem amostragem, delinear os pontos de coletas de maneira que os trechos de rio com características diferentes (remansos, corredeiras, trechos com ou sem vegetação ciliar, impactados, etc), desde a cabeceira até a foz, sejam amostrados. Essa situação, representada na bacia hipotética, possibilita a construção de gradientes de valores, crescentes ou decrescentes, mais confiáveis entre pontos amostrais ao longo de um rio.

O fato dos trechos de rios da bacia real não terem sido amostrados dessa maneira provavelmente gerou algumas falhas na caracterização abiótica dos rios. No entanto, as maiores diferenças nas previsões de distribuição do Trairão na bacia real e hipotética abrangeram as cabeceiras de todos os rios estudados e, além disso, os rios Manhuaçu e Piracicaba. Os registros do Trairão utilizados na construção dos modelos de distribuição potencial estão localizados nos trechos médios e de foz e, portanto, como mostrado na bacia hipotética, a distribuição do mesmo não abrangeu os trechos de cabeceira. Já na bacia real, as cabeceiras dos rios mostraram-se vulneráveis ao estabelecimento dessa espécie devido ao procedimento adotado para estimar valores das variáveis nesses trechos.

Quanto ao rio Manhuaçu, esse, talvez, não apresente características ambientais adequadas ao estabelecimento do Trairão, o que é difícil de afirmar devido ao baixo

número de pontos amostrais utilizados para construir as camadas ambientais desse rio (dois pontos separados por aproximadamente 160 Km).

O rio Piracicaba, apesar de ter cinco pontos amostrais bem distribuídos ao longo do curso d'água, apresenta um trecho de aproximadamente 60 Km sem amostragem, o que pode ter omitido algumas particularidades desse rio. Além disso, um valor muito alto de nitrato amostrado em 1997, nas proximidades da cidade de Coronel Fabriciano, pode ter colaborado para que o GARP não abrangesse esse trecho nas previsões de distribuição do Trairão. Esse valor pode estar refletindo alguma alteração antrópica pontual momentânea ou, até mesmo, algum erro de registro.

Os trechos vulneráveis ao estabelecimento do Trairão no rio Piranga na bacia hipotética e real apresentam algumas diferenças. Na bacia real, o trecho de cabeceira do rio Piranga, ao contrário dos outros rios estudados, apresentou altos valores na concentração de fosfato (amostrados entre 1997 e 2000). Segundo o IBGE, a área plantada de lavoura permanente na região onde se encontra esse ponto amostral (município de Piranga) é extensa, o que provavelmente, significa maiores aplicações de fertilizantes no solo. Essa alta concentração de fosfato pode ter contribuído para que o GARP não abrangesse essa área como favorável ao estabelecimento do Trairão, uma vez que, a maioria dos modelos prevê a distribuição dessa espécie em trechos com baixas concentrações de fosfato.

Além disso, o número de pontos amostrais no rio Piranga (três) também é pequeno e, portanto, determinados trechos de até 60 Km não estão amostrados. A distribuição potencial do Trairão nesse rio foi prevista, em alguns trechos, por apenas 1-20% dos modelos de nicho e em outros, por 41-60%. A maior proporção de modelos que previram a distribuição do Trairão no rio Piranga, deve ter sido influenciada pelo registro do Trairão nesse mesmo rio, já que grande parte das variáveis físico-químicas

amostradas nesse trecho apresenta valores diferentes dos outros locais onde o mesmo também foi registrado.

Quanto ao restante dos rios (Corrente Grande, Doce, Guanhães, do Peixe, Santo Antônio, Suaçuí Pequeno e Tronqueiras), as previsões de distribuição do Trairão apresentaram semelhança entre a bacia hipotética e real.

Tanto na bacia hipotética quanto na real, excluindo pequenos trechos em alguns (1-20%) modelos, o rio Doce não apresentou vulnerabilidade ao estabelecimento do Trairão. Os pontos amostrais (nove) nesse rio (bacia real) se encontram distanciados entre 30 e 40 Km, sendo que o trecho que abrange a foz do rio Santo Antônio até a foz do Suaçuí Pequeno não apresenta nenhum ponto amostral (aproximadamente 70 Km), o que pode ter prejudicado a caracterização abiótica desse rio. No entanto, isso, provavelmente, não foi responsável pela ausência de trechos vulneráveis ao estabelecimento do Trairão, já que é esperado que as características ambientais do rio Doce sejam diferentes dos seus tributários, onde foram registrados os Trairões.

A previsão de distribuição do Trairão na bacia real concentrou-se nos rios onde o mesmo foi registrado (Corrente Grande, Guanhães, do Peixe, Santo Antônio e Suaçuí Pequeno) e no rio Tronqueiras. Embora a cabeceira do rio Corrente Grande tenha apresentado altas concentrações de nitrato, quando comparadas com o restante da bacia, o GARP previu essa região como vulnerável ao estabelecimento do Trairão. No entanto, trechos com altas concentrações dessa variável juntamente com baixas concentrações de pH e oxigênio, como foi registrado na cabeceira do rio Suaçuí Pequeno, apresentaram poucas chances de estabelecimento do Trairão, o que pode ser indício que o efeito combinado dessas condições não são favoráveis ao estabelecimento dessa espécie.

No rio Tronqueiras, apesar de não haver nenhum registro do Trairão, 61 a 80% dos modelos indicaram essa região como área de possível expansão da espécie. Visto

que o Trairão foi registrado no rio Suaçuí Pequeno (rio que recebe as águas do rio Tronqueiras), é provável que o rio Tronqueiras esteja isolado geograficamente ou tenha uma comunidade aquática que apresente alguma resistência ao estabelecimento dessa espécie. Por outro lado, o Trairão pode estar presente em algum trecho desse rio e, simplesmente, não ter sido amostrado.

Os seis rios em que as previsões de distribuição do Trairão se concentraram (Corrente Grande, Guanhões, do Peixe, Santo Antônio, Suaçuí Pequeno e Tronqueiras) apresentam semelhanças nas características físico-químicas das águas. As diferenças abióticas entre esses seis rios e o restante da bacia evidenciadas nesse estudo podem ser devidas a diferenças nas ordens dos rios (ex: rio Doce – maior ordem), a carências de amostragens de variáveis físico-químicas (ex: rio Manhuaçu) ou a possíveis impactos provenientes das atividades humanas (Cowx & Welcomme 1998) (ex: rio Piracicaba e Piranga).

O uso do solo e da água pelo homem e o conseqüente aumento dos materiais em suspensão na água, da entrada de nutrientes e da temperatura (pela retirada da vegetação ripária) podem alterar a quantidade e a qualidade de habitats importantes para alguns organismos de água doce. Meador *et al.* (2003) sugerem que esses organismos podem ficar mais vulneráveis à competição e/ou à predação por alguma espécie não-nativa que possa ser mais tolerante a alterações. Esses autores notaram que o aumento da riqueza de peixes não-nativos nos rios de algumas regiões dos Estados Unidos foi diretamente relacionado ao aumento da densidade populacional urbana, da temperatura, do nitrogênio e fósforo total nos rios. No entanto, eles sugerem que essas relações entre presença de espécies de peixes não-nativas e variáveis ambientais podem variar entre regiões.

Alterações ambientais (poluição, construção de barragens, desmatamento, etc) prévias à invasão, além de alterar a qualidade do habitat (Levine 2000), podem desestruturar as comunidades nativas, reduzindo o seu número de espécies, de grupos funcionais e de interações tróficas, e aumentar as chances de estabelecimento das espécies não-nativas (Moyle & Light 1996; Ross *et al.* 2001; Meador *et al.* 2003).

Dados do IBGE mostram que, de maneira geral, as atividades agrícolas e pecuárias se encontram em, praticamente, toda a bacia do rio Doce. Portanto, como exemplo, pode-se supor que os níveis de nitrogênio e fósforo tenderão a ficar mais elevados com o tempo, podendo alterar a qualidade do habitat, desestruturar a comunidade aquática nativa e oferecer características ambientais e/ou bióticas que sejam responsáveis por mudanças na distribuição de algumas espécies nativas ou não-nativas.

De fato, na bacia hipotética, a simulação de um impacto alterou a distribuição potencial do Trairão. O GARP respondeu a alterações na qualidade d'água, representadas pelo aumento da condutividade elétrica, fosfato, nitrato, pH, temperatura e turbidez, e pela diminuição do oxigênio dissolvido, em um trecho do rio do Peixe e, conseqüentemente, alterou a previsão de distribuição desse peixe. Essas variáveis físico-químicas que, antes da simulação do impacto, apresentavam valores adequados ao estabelecimento do Trairão, deixaram de favorecer a presença do mesmo. Nesse caso, como o Trairão foi registrado, basicamente, em trechos médios de alguns rios, o impacto simulado no rio do Peixe (imitando características da foz do rio Doce) diminuiu a vulnerabilidade desse rio ao estabelecimento dessa espécie. Se, numa situação contrária, a espécie estudada fosse registrada em trechos de foz, a distribuição potencial dessa espécie abrangeria o trecho de cabeceira impactado do rio do Peixe.

No entanto, de maneira geral, o GARP também pode ter previsto a presença do Trairão em algum trecho de rio em que o mesmo esteja ausente. Uma possível explicação para isso é o fato do GARP determinar a distribuição potencial de uma espécie com base, apenas, nas variáveis abióticas incluídas nos modelos de nicho da mesma (Peterson 2003), sendo que tanto essas variáveis quanto as interações bióticas são determinantes do nicho realizado de uma espécie (Pulliam 2000; Jackson *et al.* 2001). Assim, a possível ausência do Trairão nesses trechos de rios pode ser devido ao fracasso em alguma interação biótica, como a competição (Pulliam 2000; Jackson *et al.* 2001), ou simplesmente, a limitações na dispersão (Anderson *et al.* 2002b).

A verificação de várias previsões do GARP tem mostrado que áreas abrangentes na distribuição potencial de uma espécie, freqüentemente, coincidem com a presença de barreiras geográficas e biogeográficas, indicando que estas são um dos fatores responsáveis pela determinação das áreas de ocorrência da espécie (Peterson & Cohoon 1999). Em rios, essas áreas podem, por exemplo, estar isoladas por empreendimentos hidroelétricos, mas submetidas a eventuais riscos de introdução intencional ou acidental. Segundo (Peterson & Vieglais 2001), uma espécie não-nativa que tem sua distribuição limitada por barreiras biogeográficas e geográficas, se transportada a uma nova região, freqüentemente encontra áreas com condições ambientais favoráveis ao seu estabelecimento e, portanto, as chances de colonizar essa área irão depender, basicamente, das interações bióticas.

Muitas vezes, as introduções de peixes são realizadas intencionalmente. O interesse pela aquicultura, o aquarismo comercial, a pesca esportiva e o controle biológico são alguns dos fatores, possivelmente, responsáveis por grande parte das introduções em ambientes aquáticos (Mack *et al.* 2000). Em algumas situações, as introduções também podem ter causas acidentais, como o rompimento de tanques de

cultivo ou eventuais escapes de peixes (Oporto & Latini 2005). As introduções do Trairão nos rios da bacia do rio Doce podem ter sido tanto intencionalmente quanto acidentalmente, visto que essa espécie tem uma grande aceitação social devido à boa qualidade de sua carne e a presença de características desejáveis à pesca esportiva (Luz *et al.* 2002).

Pompeu & Alves (2003) sugerem que a extinção de várias espécies pequenas de peixes nativos na Lagoa Santa, região metropolitana de Belo Horizonte, pode estar relacionada com a pressão de predação do Trairão. A presença do Trairão em determinados rios da bacia do rio Doce, assim como na Lagoa Santa, pode causar a diminuição na abundância ou até mesmo a extinção de algumas espécies de peixes nativas na região e conseqüentemente desestruturar a comunidade local. No entanto, o conhecimento dos trechos de rios vulneráveis ao estabelecimento dessa espécie pode fornecer subsídios para a adoção de medidas preventivas nos possíveis processos de introdução (educação ambiental, etc).

A construção dos modelos de nicho ecológico do Trairão usando a média dos valores das variáveis físico-químicas coletadas em diferentes estações do ano, assim como as interações bióticas e as limitações na dispersão, também pode ter alterado as previsões de distribuição do GARP na bacia do rio Doce, uma vez que, não foram usados os valores extremos das variáveis para a construção dos modelos. A amostragem incompleta de determinadas variáveis ambientais na região de ocorrência de uma espécie pode incapacitar o GARP de determinar a sua distribuição potencial em uma área com condições ambientais semelhantes, no entanto, uma maneira de resolver esse problema seria a retirada dessas camadas ambientais do processo de modelagem ou o acréscimo de amostragens detalhadas dessas variáveis para a construção das camadas ambientais (Lim *et al.* 2002).

Nesse estudo, as variáveis inventariadas em poucos pontos amostrais da bacia não foram usadas na modelagem do nicho ecológico do Trairão, devido à baixa disponibilidade de informação para construir as camadas ambientais. Por outro lado, as variáveis usadas na construção dos modelos, embora não estivessem bem amostradas no tempo, não foram retiradas do processo de modelagem e nem re-amostradas, pois o intuito desse trabalho não está voltado à determinação precisa da distribuição potencial do Trairão e sim a propor um método de construção de camadas ambientais de variáveis físico-químicas de rios de forma a serem utilizadas pelo GARP.

Esteves (1988) enfatiza que as variáveis físico-químicas sofrem variações sazonais nos valores, o que corrobora o fato dos modelos de nicho desse estudo, construídos com valores médios dessas variáveis, poder omitir informações sobre os limites de tolerância da espécie. Os valores extremos dos trechos dos rios onde o Trairão foi registrado (Tabela 9) indicam que essa espécie provavelmente tolera maiores amplitudes de variação do que os modelos propõem. Portanto, pode haver trechos de rios que apresentam características ambientais favoráveis ao estabelecimento dessa espécie e os modelos de nicho não previram.

Por outro lado, existem locais em que as características abióticas não são favoráveis ao estabelecimento de uma determinada espécie, porém a mesma se encontra presente devido aos processos de imigração ou reintrodução, o que é conhecido como efeito resgate (Brown & Kodric-Brown 1977).

Assumindo a presença desse efeito em algum trecho de rio da bacia, as previsões de distribuição do Trairão podem ter falhado de duas maneiras: i) O GARP pode ter omitido a presença do Trairão num trecho de rio que não apresenta condições adequadas ao seu estabelecimento, mas que esteja recebendo, continuamente, indivíduos da espécie, seja por imigração ou por introdução pelo homem (Brown & Kodric-Brown

1977); ii) Numa situação em que o GARP construa modelos de nicho ecológico usando registros do Trairão em rios que estejam continuamente sendo colonizados, mas que não apresentam características ambientais favoráveis ao seu estabelecimento, as previsões de distribuição podem abranger regiões que apresentam características desfavoráveis ao estabelecimento da espécie e que não estejam sofrendo processos contínuos de imigração ou introdução.

Esse último erro (ii) pode ser minimizado utilizando somente registros da espécie em sua região de origem para construir os modelos de nicho ou excluindo os registros da espécie nas regiões onde tenhamos certeza que ela não esteja estabelecida e, conseqüentemente, sua presença seja devido a introduções ou imigrações contínuas.

Peterson (2003), apontando outras limitações do programa, sugere que eventuais mudanças evolutivas nos parâmetros do nicho ecológico de uma espécie não-nativa, em um curto período de tempo, podem limitar a previsibilidade da distribuição geográfica dessa espécie. Além disso, ele destaca a baixa disponibilidade de bancos de dados de ocorrências de espécies como uma das mais sérias limitações do processo de determinação de distribuição potencial, o que não foi problema nesse estudo, visto que aproximadamente 10 registros de uma determinada espécie já é suficiente para que o GARP consiga bons desempenhos nas previsões de distribuição (Stockwell & Peterson 2002). Por outro lado, uma das questões apontadas nesse estudo é a necessidade de informações sobre o estabelecimento de uma determinada espécie (nesse caso, o Trairão), ou seja, saber se ela está estabelecida nas regiões onde foi registrada ou se os registros são provenientes de um possível efeito resgate (Brown & Kodric-Brown 1977). O conhecimento dessas informações pode possibilitar a seleção dos registros da espécie que serão inseridos no programa e, conseqüentemente, a geração de melhores previsões de sua distribuição.

Os modelos de nicho construídos pelo GARP, de maneira geral, além de serem úteis para identificar as áreas vulneráveis ao estabelecimento ou de ampla expansão de espécies não-nativas, podem auxiliar na determinação de possíveis rotas de dispersão dessas espécies (Peterson 2003). Contudo, as previsões de distribuição podem ser falhas caso as variáveis ambientais responsáveis por restringir a distribuição da espécie não forem incluídas nos modelos.

Drake & Bossenbroek (2004), com o intuito de determinar a distribuição do mexilhão Zebra (*Dreissena polymorpha*) nos Estados Unidos, construíram modelos de nicho ecológico dessa espécie utilizando todas as possíveis combinações de 11 variáveis ambientais e geológicas para identificar as variáveis que estavam associadas com os erros de omissão dos modelos e as que foram importantes para a construção das predições (positivamente associada com o erro de comissão). Os resultados indicaram que seis variáveis foram associadas negativamente com o erro de omissão (ex: o valor médio do erro de omissão diminuía com a inclusão dessas variáveis nos modelos), uma foi positivamente associada com o erro de omissão e outra não foi importante nas predições. Portanto, foi possível construir novos modelos de nicho ecológico usando somente as variáveis que melhor explicaram a presença da espécie.

Algumas variáveis físico-químicas, além de poderem restringir a distribuição da espécie, também podem estar correlacionadas. A solubilidade do oxigênio, por exemplo, aumenta com decréscimos da temperatura (Hauer & Lamberti 1996). Talvez, a exclusão de uma dessas variáveis dos modelos de nicho ecológico do Trairão pode não alterar a previsão de distribuição do mesmo. No entanto, é necessário verificar se há diferença na distribuição potencial dessa espécie na ausência de uma das variáveis que estejam correlacionadas, o que não foi realizado nesse estudo devido às prioridades do mesmo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A habilidade do GARP em realizar previsões de distribuição de espécies usando bancos de dados bióticos e abióticos disponíveis é muito importante para gerar informações que visem o desenvolvimento econômico e a conservação e manejo de espécies. Em rios, ainda é necessário que esses bancos de dados sejam construídos de maneira que possibilitem a geração de modelos mais confiáveis de distribuição de espécies aquáticas.

Os pontos de variáveis físico-químicas normalmente se distribuem em determinados trechos de rios que apresentam algum interesse para o homem. Uma boa distribuição desses pontos no espaço e no tempo pode, além de alcançar os objetivos prioritários (científico, econômico ou legal), disponibilizar informações que são úteis na caracterização abiótica espacialmente contínua dos rios e, conseqüentemente, nos estudos de distribuição potencial de espécies aquáticas.

Partindo desse princípio, para a obtenção de resultados mais confiáveis da distribuição potencial de peixe em rios, sugiro: i) realizar amostragens de variáveis físico-químicas nos rios de maneira que tendam a representar o seu perfil abiótico (amostrar trechos dos rios que apresentam diferentes características); ii) nas situações em que os rios estejam mal amostrados nos trechos de cabeceiras ou de foz, considerar o *Conceito do Rio Contínuo* para estimar valores para algumas variáveis abióticas nesses trechos; iii) utilizar os valores extremos das variáveis físico-químicas coletadas nas estações de chuva de anos distintos para determinar a distribuição potencial da espécie; iv) repetir esse procedimento na estação da seca, v) sobrepor os mapas de distribuição potencial na estação da seca e da chuva.

Dessa maneira, os valores das variáveis físico-químicas usadas na construção dos modelos de nicho ecológico de uma espécie aquática tenderão a representar os

perfis abióticos dos rios onde a mesma foi registrada e, conseqüentemente, a sua distribuição potencial tenderá a abranger trechos que apresentam características ambientais dentro dos limites de tolerância da espécie.

Além disso, o inventário de barreiras físicas naturais (ex: cachoeiras) e antrópicas (ex: barragens) nos rios é essencial para avaliar as possibilidades de um peixe não-nativo dispersar naturalmente até determinado local onde o GARP prever presença, já que esse programa não inclui essas variáveis como limitações nas suas previsões de distribuição.

As informações econômicas, sociais e da legislação ambiental da região onde o GARP prever presença ou ausência de uma determinada espécie de peixe não-nativa também são importantes para analisar as previsões de distribuição. Como exemplo, o GARP pode prever a ausência da espécie numa região que apresente características abióticas adversas, mas que seja seu pólo de criação (ex: piscicultura) e esteja sofrendo introdução (intencional ou acidental) constante.

Com esse estudo fica evidente que algumas modificações nos processos de amostragem de informações (bióticas, abióticas, sócio-econômicas, etc) são essenciais para que o GARP determine, com melhor precisão, a distribuição potencial de peixes em rios e produza resultados que direcione tomadas de decisões no âmbito ecológico, econômico e social.

7 BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, A. A., H. F. Julio e M. Petrere, Jr. 1994. Itaipu Reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. pp 171-184 *in* I. G. C. P. Cowx editor. Rehabilitation of Freshwater Fisheries. Fishing News Books VL - EN -.
- Alvim M.C.C. 1999. Composição e Alimentação da Ictiofauna em um Trecho do Alto Rio São Francisco. Município de Três Marias - MG. Universidade Federal De São Carlos.
- ANA. Caracterização da Bacia Hidrográfica do rio Doce - Agência Nacional das Águas. <http://www.ana.gov.br>, acessado em 14/08/2005.
- Anderson, R. P., M. Gomez-Laverde e A. T. Peterson. 2002a. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography* **11**:131-141.
- Anderson, R. P., D. Lew e A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* **162**:211-232.
- Anderson, R. P., A. T. Peterson e M. Gomez-Laverde. 2002b. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* **98**:3-16.
- Andrade, D. R., M. V. J. Vidal e E. Shimoda. 1998. Criação do Trairão *Hoplias lacerdae*. Boletim Técnico Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense **3**:1-23.
- ANEEL. Capacidade de Geração do Estado Minas Gerais - Agência Nacional de Energia Elétrica. <http://www.aneel.gov.br/>, acessado em 22/08/2005.

- Baltz, D. M. e P. B. Moyle. 1993. Invasion Resistance to Introduced Species by a Native Assemblage of California Stream Fishes. *Ecological Applications* **3**:246-255.
- Baptista, D. F., L. F. M. Dorvillé, D. F. Buss e J. L. Nessimian. 2001. Spatial and Temporal Organization of Aquatic Insects Assemblages in the Longitudinal Gradient of a Tropical River. *Revista Brasileira de Biologia* **61**: 295-304.
- Beaumont, L. J., L. Hughes e M. Poulsen. 2005. Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological modelling* **186**:250-269.
- Britski H. A., Y. Sato e A. B. S. Rosa. 1988. Manual de identificação de peixes da Região de Três Marias., 3 edition. Brasília.
- Brown, J. H. e A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* **58**:445-449.
- Castellanos-Solá, M. E., C. M. Jacobi e J. P. Lemos Filho. 2006. Abiotic control of pH in tropical river waters: seasonality and geographic characteristics. *Ambio* (aceito)
- Cowx I. G. e R. L. Welcomme. 1998. *Rehabilitation of Rivers For Fish*. Alden Press, Great Britain.
- Drake, J. M. e J. M. Bossenbroek. 2004. The potential distribution of zebra mussels in the United States. *BioScience* **54**:931-941.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. Sidgwick e Jackson, London.
- ESRI. 1999. *Arc View GIS 3.2a*. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA.
- Esteves F. A. 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro.

- Godinho, A. L., M. T. Fonseca e M. L. Araújo. 1994. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. pp 77-83 *In* R. M. Pinto-Coelho, A. Giani e E. von Sperling eds. Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies. SEGRAC, Belo Horizonte, MG.
- Godinho, A. L. e P. S. Formagio. 1992. Efeitos da introdução de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus* sp. sobre a comunidade de peixes da Lagoa Dom Helvécio. pp 93-102 *in* Encontro Anual de Aquicultura de Minas Gerais.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the california trasher. *The Auk* **34**:433.
- Hauer F. R. e G. A. Lamberti. 1996. *Methods in Stream Ecology.*, 1st edition. Academic Press, San Diego, California.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology* **22**:415-427.
- IBGE. Mapa de Vegetação do Brasil - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.ibge.gov.br>, acessado em 06/10/2005a.
- IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.sidra.ibge.gov.br>, acessado em 23/11/2005b.
- IGAM. Projeto Água de Minas - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. <http://www.igam.mg.gov.br/>, acessado em 17/12/2004.
- Iguchi, K., K. Matsuura, K. M. McNyset, A. T. Peterson, R. Scachetti-Pereira, K. Powers, D. Vieglais, E. O. Wiley e Yodo.T. 2004. Predicting Invasions of North American Basses in Japan Using Native Range Data and a Genetic Algorithm. *Transactions of the American Fisheries Society* **133**:845-854.

- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto e J. D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatical Sciences* **58**:157-170.
- Kolar, C. S. e D. M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:199-204.
- Latini, A. O. 2005. Inventário rápido e identificação de variáveis que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil). Universidade Estadual de Campinas.
- Latini, A. O., D. P. Lima-Júnior, H. C. Giacomini, R. O. Latini, D. C. Resende, H. M. V. Espírito-Santo, D. F. Barros e T. L. Pereira. 2004. Alien fishes in Rio Doce lakes: range, new occurrences and conservation of native community. *Lundiana* **5**:135-142.
- Latini, A. O., T. L. Pereira, R. O. Latini, H. C. Giacomini, D. P. Lima-Junior, L. T. Oporto e H. M. V. Espírito-Santo. 2005. Distribuição e efeitos de peixes exóticos sobre a ictiofauna nativa dos lagos do Médio Rio Doce, MG, Brasil. pp 99-118 *in* O. Rocha, E. L. G. Espíndola, N. Fenerich-Verani, J. R. Verani e A. C. Rietzler editors. *Espécies Invasoras em Águas Doces - Estudos de caso e propostas de manejo*. Gráfica Expressa, São Carlos.
- Latini, A. O. e M. Petreere. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology* **11**:71-79.
- Levine, J. M. 2000. Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern. *Science* **288**:852-854.

- Lim, B. K., A. T. Peterson e M. D. Engstrom. 2002. Robustness of ecological niche modeling algorithms for mammals in Guyana. *Biodiversity and Conservation* **11**:1237-1246.
- Luz, R. K. e M. C. Portella. 2002. Larvicultura de Trairão (*Hoplias lacerdae*) em água doce e água salinizada. *Revista Brasileira de Zootecnia* **31**:829-834.
- Luz, R. K., A. L. Salaro, E. F. Souto, Okano W.Y. e R. R. Lima. 2002. Condicionamento alimentar de alevinos de Trairão (*Hoplias lacerdae*). *Revista Brasileira de Zootecnia* **31**:1881-1885.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Cout e F. A. Bazzaz. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecological Applications* **10**:689-710.
- McNyset, K. M. 2005. Use of ecological niche modelling to predict distributions of freshwaters fish species in Kansas. *Ecology of Freshwater fish* **14**:243-255.
- Meador, M. R., L. R. Brown e T. Short. 2003. Relations between introduced fish and environmental conditions at large geographic scales. *Ecological Indicators* **3**:81-92.
- Minshall, G.W., Petersen, R.C., Cummins, K.W., Bott, T.L., Sedell, J.R., Cushing, C.E. e Vannote, R.L.1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs* **53**:1-25.
- Moyle, P. B. e T. Light. 1996. Fish Invasions in California: do abiotic factors determine Success? *Ecology* **77**:1651-1670.
- My3D LLC, Coordinate Converter Tool, Versão 1.1. <http://www.my3d.com>, acessado em 26/03/2005.

- NEODAT. The Inter-Institutional Database of Fish Biodiversity in the Neotropics.
<http://www.neodat.org>, acessado em 03/03/2005.
- Oberhauser, K. e A. T. Peterson. 2003. Modeling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. *Ecology* **100**:14063-14068.
- Oporto L.T. & Latini A.O. Introdução intencional e sua relação com o estabelecimento de espécies invasoras. I Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras . 2005.
- Oyakawa O.T. 1990. Revisão sistemática das espécies do gênero *Hoplias* (grupo *lacerdae*) da Amazônia Brasileira e região leste do Brasil (Teleostei, Erythrinidae). Universidade de São Paulo.
- Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* **103**:599-605.
- Peterson, A. T. 2003. Predicting The Geography Of Species' Invasions Via Ecological Niche Modeling. *The Quarterly Review of Biology* **78**:419-433.
- Peterson, A. T. e K. C. Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological modelling* **117**:159-164.
- Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R. H. Buddemeier e D. R. B. Stockwell. 2002a. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**:626-629.
- Peterson, A. T., M. Papes e D. A. Kluza. 2003a. Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science* **51**:863-868.

- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, C. B. Beard e J. M. Ramsey. 2002b. Ecologic Niche Modeling and Potential Reservoirs for Chagas Disease, Mexico. *Emerging Infectious Diseases* **8**:662-667.
- Peterson, A. T., R. Scachetti-Pereira e D. A. Kluza. 2003b. Assessment of invasive potential of *Homalodisca Coagulata* in Western North America and South America. *Biota Neotropica* **3**:1-7.
- Peterson, A. T. e D. A. Vieglais. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: New approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience* **51**:363-371.
- Pompeu, P. S. e C. B. M. Alves. 2003. Local fish extinction in a small tropical lake in Brazil. *Neotropical Ichthyology* **1**:133-135.
- Power, M. E., J. C. Marks e M. S. Parker. 1992. Variation in the Vulnerability of Prey to Different Predators - Community-Level Consequences. *Ecology* **73**:2218-2223.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* **3**:349-361.
- Ross, R. M., W. A. Lellis, R. M. Bennet e C. S. Johnson. 2001. Landscape determinants of nonindigenous fish invasions. *Biological Invasions* **3**:347-361.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Drzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker e D. H. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* **287**:1770-1774.
- Siqueira, M. F. e A. T. Peterson. 2003. Consequences of Global Climate Change For Geographic Distributions of Cerrado Tree Species. *Biota Neotropica* **3**:1-14.

- Stockwell, D. e D. Peters. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Geographical Information Science* **13**:143-158.
- Stockwell, D. R. B. e I. R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data - a robust and informative method of data-analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* **33**:385-390.
- Stockwell, D. R. B e A. T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* **148**:1-13.
- Sunaga, T. e J. R. Verani. 1985. Preliminary report of comparative study on fish community of the Rio Doce Valley lakes. pp 167-174 *In* Y. Saijo e J. G. C. P. Tundisi eds. *Limnological studies in Rio Doce Valley lakes and Pantanal wetland, Brazil*. Nagoya University.
- Sunaga, T. e J. R. Verani. 1991. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast, Brazil. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für* **24**:2563-2566.
- Tang, K. S., K. F. Man, S. Kwong e Q. He. 1996. Genetic algorithms and their applications. *Ieee Signal Processing Magazine* **13**:22-37.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell e C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**:130-137.
- Vital, M.V.C. 2005. *Modelagem de nicho ecológico utilizando algoritmos genéticos*. Universidade Federal de Goiás.
- Wiley, E. O., K. M. McNyset, A. T. Peterson, C. R. Robins e A. M. Stewart. 2003. Niche Modeling and Geographic Range Predictions in the Marine Environment Using a Machine-learning Algorithm. *Oceanography* **16**:120-127.

8 ANEXOS

8.1) Anexo 1:

A construção desse glossário foi baseada, principalmente, nos trabalhos de Stockwell & Peters (1999) e Vital (2005), que buscaram apresentar o funcionamento mais detalhado do GARP. Nesse glossário, ao invés de assumir a ordem alfabética de algumas palavras-chave, freqüentemente usadas nas explicações do programa, preferi assumir uma ordem lógica para melhor compreensão do leitor.

1) *GARP*: “Genetic Algorithm for Rule-Set Production”- (Algoritmo Genético para Produção de Conjunto de Regras).

2) *Algoritmo Genético (AG)*: É um processo cauteloso que busca uma regra ou solução ótima (uma regra é uma possível solução para o problema) para um determinado problema tendo como base as leis da seleção natural e da genética. O AG assume que cada regra ou solução (ou indivíduo, no palavrado do AG) é formada por vários cromossomos que são formados por vários genes (valores das variáveis que fazem parte da solução). No GARP, um gene é um valor ou uma amplitude de valores de uma variável ambiental onde uma espécie é registrada, um cromossomo é um conjunto desses genes e um indivíduo é um conjunto de cromossomos que representa um modelo de nicho da espécie. Quanto ao funcionamento desse algoritmo, são consideradas três operações: Seleção, operações genéticas e substituição.

3) *Seleção*: O AG seleciona os melhores indivíduos (regras ou soluções) para resolver o problema em questão, ou seja, ele realiza uma avaliação dos indivíduos, atribui a cada um deles um valor adaptativo (*fitness*) que representa a capacidade do mesmo resolver o problema e seleciona os melhores indivíduos para a aplicação das operações genéticas que simulam uma reprodução biológica.

4) Operações genéticas:

– *Mutação*: Consiste numa mudança aleatória no valor de um dos genes (ex: uma variável n pode ter seu valor alterado em três unidades de acréscimo).

– *Recombinação*: Há uma troca de genes entre os cromossomos dos indivíduos que estão envolvidos no processo de reprodução biológica, gerando novos indivíduos (prole), ou seja, novas soluções para o problema em questão.

5) *Substituição*: Os novos indivíduos formados também recebem um valor de *fitness* e, portanto, os indivíduos com melhores *fitness* substituem os integrantes da população inicial, recomeçando o ciclo até que haja um critério de parada ou atinja um número de gerações pré-determinado.

6) *Dados de treino*: Pontos de registros de uma determinada espécie que o GARP associa com as condições ambientais locais para construir a população inicial de indivíduos (regras ou soluções), ou seja, os primeiros modelos de nicho ecológico da espécie.

7) *Métodos de modelagem de nicho usados pelo GARP para construir a população inicial de indivíduos*:

- *Regra atômica*: utiliza um único valor das variáveis ambientais para determinar a presença de uma espécie (ex: Se a temperatura é igual a 23°C , a espécie está presente ou ausente).

- *Regra Bioclimática*: são elaboradas considerando o menor “envelope” retilíneo que abrange 95% da amplitude de variação de uma determinada variável dentro do intervalo em que a espécie esteja presente (ex: Se o pH varia entre seis e oito e a temperatura varia entre 16 e 20°C , a espécie está presente ou ausente).

- *Regra derivada da regressão logística*: geradas pela regressão logística. Considera que a espécie estará presente em um determinado ponto se a probabilidade gerada pela

equação da regressão (realizada entre uma ou mais variáveis ambientais e os dados de presença e pseudo-ausência) for maior que 75%.

8) *Pseudo-ausência*: O GARP considera ausência da espécie nos locais onde a mesma não foi registrada. No entanto, podemos considerar como uma pseudo-ausência, já que a ausência dessa espécie em determinada região pode ser devida, simplesmente, a falta de amostragem no local.

9) *Erro de omissão intrínseco (falsos negativos)*: Ocorre quando o modelo de nicho (ou indivíduo) construído pelo GARP não abrange uma região onde há um ou mais dados de treinos, ou seja, onde há registro da espécie.

10) *Erro de comissão (falsos positivos)*: É proporcionado pela previsão da presença da espécie em determinada área onde ela não ocorre. Esse erro pode ser tanto uma falha do modelo quanto uma carência na amostragem dos dados (a espécie pode ser registrada como ausente, simplesmente, por não ter sido ainda amostrada no local).

11) *Fitness*: No caso do GARP, o *fitness* de cada modelo de nicho (indivíduo) é a medida de quanto os erros de omissão intrínseco e comissão de um determinado modelo são diferentes de um modelo aleatório.

OBS: Após o cálculo do *fitness* dos modelos produzidos pelo GARP, os passos seguintes seguem os mesmos procedimentos de um AG. O GARP seleciona os melhores indivíduos (melhores *fitness*) para a aplicação das operações genéticas. Posteriormente, a prole é avaliada e novos indivíduos são formados até que atinja um número de iterações (gerações) pré-determinado ou um limite de convergência. O programa, então, seleciona o modelo (indivíduo) com melhor *fitness*.

12) *Dados de teste*: Registros da espécie que não são utilizados para construir os modelos de nicho ecológico da espécie e sim na avaliação da qualidade dos modelos.

13) *Erro de omissão extrínseco*: Ocorre quando o modelo de nicho ecológico não abrange uma região onde há um ou mais dados de testes.

14) *Best Subset*: Ferramenta apresentada pelo GARP para selecionar os melhores modelos quando são realizadas várias simulações. Essa ferramenta permite escolher os parâmetros que serão usados na seleção dos melhores modelos (tipo de erro de omissão – intrínseco ou extrínseco – e porcentagem máxima de omissão e comissão que pode ser permitida em um modelo para que o mesmo possa ser selecionado).

15) *Limites de Convergências*: Estabelece as condições de parada das iterações dentro do algoritmo genético. Se esse valor é igual a 0, as iterações irão parar somente quando o seu número máximo for alcançado.

16) *Iterações máximas*: O valor máximo de iterações estabelece outras condições de parada para o algoritmo genético. Mesmo se o limite de convergência não for alcançado, esse valor força a parada do algoritmo na iteração especificada.

8.2) Anexo 2

Registros do Trairão (*Hoplias cf. lacerdae*) utilizados nesse estudo.

Latitude	Longitude	Rio	Fonte
-18,8894	-42,6856	Rio Corrente grande	FEAM
-19,0066	-42,9424	Rio Guanhães	Rio das Velhas Consultorias
-19,0635	-42,8839	Rio Guanhães	Rio das Velhas Consultorias
-19,0328	-42,9227	Rio Guanhães	Rio das Velhas Consultorias
-19,0354	-43,1701	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
-20,5355	-42,9515	Rio Piranga	Dr. Jorge Dergan – UFV
-19,0822	-43,4314	Rio Santo Antônio	NEODAT
-19,1011	-43,4026	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-19,1203	-43,3997	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-19,2206	-43,2556	Rio Santo Antônio	NEODAT
-19,2409	-43,1780	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-19,2191	-43,0692	Rio Santo Antônio	Dr. Jorge Dergan – UFV
-19,1067	-43,4047	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-19,0734	-43,4455	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-19,2369	-43,1679	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-19,1136	-42,6627	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
-18,6469	-42,3058	Rio Suaçuí Pequeno	NEODAT
-18,6300	-42,2900	Rio Suaçuí Pequeno	NEODAT
-18,6597	-42,2458	Rio Suaçuí Pequeno	FEAM
-18,6939	-42,2139	Rio Suaçuí Pequeno	NEODAT

8.3) Anexo 3

Pontos amostrais de variáveis físico-químicas utilizados nesse estudo.

Ponto	Latitude	Longitude	Rio	Fonte
1	-18,893	-42,685	Rio Corrente Grande	Rio das Velhas Consultorias
2	-18,887	-42,699	Rio Corrente Grande	Rio das Velhas Consultorias
3	-18,893	-42,720	Rio Corrente Grande	Rio das Velhas Consultorias
4	-18,896	-42,683	Rio Corrente Grande	Rio das Velhas Consultorias
5	-18,950	-42,367	Rio Corrente Grande	FEAM
6	-19,021	-42,163	Rio Corrente Grande	IGAM
7	-19,506	-41,013	Rio Doce	IGAM
8	-19,323	-42,374	Rio Doce	IGAM
9	-19,176	-41,467	Rio Doce	IGAM
10	-19,353	-41,246	Rio Doce	IGAM
11	-18,883	-41,953	Rio Doce	IGAM
12	-18,868	-41,835	Rio Doce	IGAM
13	-19,489	-42,494	Rio Doce	IGAM
14	-20,022	-42,752	Rio Doce	IGAM
15	-19,760	-42,485	Rio Doce	IGAM
16	-19,037	-42,922	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
17	-19,026	-42,926	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
18	-19,003	-42,940	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
19	-19,038	-42,924	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
20	-19,066	-42,888	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
21	-19,053	-42,877	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
22	-19,067	-42,888	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
23	-19,070	-42,875	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
24	-19,003	-42,945	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
25	-18,995	-42,957	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
26	-18,984	-42,974	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
27	-19,004	-42,957	Rio Guanhões	Rio das Velhas Consultorias
28	-20,120	-41,929	Rio Manhuaçu	IGAM
29	-19,498	-41,169	Rio Manhuaçu	IGAM
30	-19,195	-43,123	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
31	-19,181	-43,135	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
32	-19,176	-43,146	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
33	-19,196	-43,121	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
34	-19,165	-43,143	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
35	-19,145	-43,148	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
36	-19,142	-43,152	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
37	-19,136	-43,155	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias
38	-19,165	-43,142	Rio do Peixe	Rio das Velhas Consultorias

(continuação) Pontos amostrais de variáveis físico-químicas utilizados nesse estudo.

Ponto	Latitude	Longitude	Rio	Fonte
39	-19,751	-43,026	Rio do Peixe	IGAM
40	-19,942	-43,179	Rio Piracicaba	IGAM
41	-19,835	-43,120	Rio Piracicaba	IGAM
42	-19,767	-43,044	Rio Piracicaba	IGAM
43	-19,531	-42,658	Rio Piracicaba	IGAM
44	-19,531	-42,603	Rio Piracicaba	IGAM
45	-20,692	-43,301	Rio Piranga	IGAM
46	-20,672	-43,092	Rio Piranga	IGAM
47	-20,384	-42,904	Rio Piranga	IGAM
48	-19,239	-43,176	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
49	-19,229	-43,204	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
50	-19,226	-43,245	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
51	-19,237	-43,178	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
52	-19,106	-43,423	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
53	-19,093	-43,404	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
54	-19,077	-43,438	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
55	-19,108	-43,404	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
56	-19,152	-42,749	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
57	-19,124	-42,662	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
58	-19,113	-42,718	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
59	-19,114	-42,663	Rio Santo Antônio	Rio das Velhas Consultorias
60	-19,224	-42,343	Rio Santo Antônio	IGAM
61	-18,743	-42,297	Rio Tronqueiras	FEAM
62	-18,743	-42,342	Rio Tronqueiras	FEAM
63	-18,634	-42,262	Suaçuí Pequeno	FEAM
64	-18,668	-42,248	Suaçuí Pequeno	FEAM
65	-18,638	-42,412	Suaçuí Pequeno	FEAM
66	-18,636	-42,294	Suaçuí Pequeno	FEAM
67	-18,742	-42,197	Suaçuí Pequeno	FEAM

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)